



EESTI MAAÜLIKOOL
Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Eliko Petser

**LILLEPI PARKI PLANEERITAVA ÕPPERAJA JA TURISMI
MÕJU LOODUSVÄÄRTUSTELE**

THE IMPACT OF THE PLANNED STUDY TRAIL AND
TOURISM ON LILLEPI PARK NATURE VALUES

Magistritöö
Loodusturismi õppekava

Juhendajad: professor Tiiu Kull, *PhD*
Dendroloog-botaanik Olev Abner, *Msc*

Tartu 2021

Eesti Maaülikool Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Magistritöö lühikokkuvõte	
Autor: Eliko Petser		Õppekava: Loodusturism	
Pealkiri: Lillepi parki planeeritava õpperaja ja turismi mõju loodusväärtustele			
Lehekülgi: 82	Jooniseid: 14	Tabeleid: 3	Lisasid: 4
Osakond: Põllumajandus- ja Keskkonnainstituut Uurimisvaldkond: B270 taime ökoloogia Juhendajad: professor <i>PhD</i> Tiiu Kull, botaanik - dendroloog <i>Msc</i> Olev Abner Kaitsmiskoht ja -aasta: Tartu, 2021			
<p>Käesoleva töö teemaks on Tallinna rohealade potentsiaali ja külastuskoormuse mõju hindamine Lillepi pargi näitel ning rohumaakoosluse taluvusvõimega arvestamine, seoses Lillepi parki kavandatavate loodus- ja keskkonnahariduslike õpperadadega. Magistritöö eesmärk on anda ülevaade Tallinna linna rohealadest kui potentsiaalsetest õpikeskkondadest (sh elukestval õppel), külastuskoormuse hetkeolukorrast ja tallamise mõju ulatusest Lillepi pargis tallamiskoormuse uuringu alusel. Rohumaakooslustes viiakse läbi tallamisuuring kuiva paluniidu koosluses ning taimestiku inventuur niiske pärisaruniidu koosluses.</p> <p>Töö koosneb kolmest peatükist. Teoreetilises käsitluses kirjeldatakse linna roheala olulisust ja võimalusi Tallinna linna seisukohast lähtuvalt, Tallinna linna külastatavuse hetkeolukorda, koormustaluvuse mõju erinevatest uuringutest lähtuvalt ning loodusharidust ja keskkonnateadlikkust kui võimalust tulevikus loodust jätkusuutlikult ja säästvalt kasutada. Materjali ja metoodika osas antakse Lillepi pargi ja paluniidu uuringuala üksikasjalik kirjeldus. Kirjeldatakse andmete kogumist välitöödel transektmeetodil kahel korral vegetatsiooniperioodil (suvi, sügis) 2017 aastal. Välitöödel kogutud andmed sisestati <i>Exceli</i> koondtabelisse, andmete analüüsimisel kasutati statistikapaketti R (R Core Team 2018). Lillepi pargis läbi viidud kuiva paluniidu uuringu tulemustes selgus, et tallamine mõjutab niidukooslust oluliselt juhusliku lisaraja ümbruses ning allatavatel aladel muutub</p>			

tüüpiliste dominantsete liikide esinemissagedus, paluniidu keskmine liigirikkus väheneb vähe. Tallamisest tulenev mõju ulatub kuni 2,5 meetrini pinnastee servast, oluline mõju ulatub kuni 1,5 m. Olulise mõjuga piirkonnas väheneb tallataval alal liikide arv, muutub osade tüüpiliste dominantliikide keskmine katvus ning suureneb koosluses väikese katvusega parema tallamistaluvusega liikide katvus. Kasvupaiga fragmenteerumise ohtu Lillepi pargi kuival paluniidul ei tuvastatud, sest u 2,5 m laiune pinnastee vaadeldud liikide seemnetele takistuseks ei ole. ntensiivsem tallamine muutis kooslust sedavõrd, et tõi kaasa osade liikide kooslusest välja langemise. Töö omab praktilist väärtust ja on mõeldud Lillepi parki planeeritavale õpperajale toetavaks alusmaterjaliks ning Lillepi pargi hoolduskava koostamisele abimaterjaliks.

Märksõnad: linnaturism, rohealad, linnapargid, Lillepi park, loodus- ja keskkonnaharidus, IKT, koormustaluvus, taimekooslused, tallamikoormus, säästev turism.

Estonian University of Life Sciences Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Abstract of Master´s Thesis	
Author: Eliko Petser		Specialty: Nature Tourism	
Title: The impact of the planned study trail and tourism on Lillepi Park nature values			
Pages: 82	Figures: 14	Tables:3	Appendixes: 4
Department: Institute of Agricultural and Environmental Sciences Field of research: B270 Plant Ecology Supervisors: <i>PhD</i> Tiiu Kull, <i>Msc</i> Olev Abner Place and date: Tartu, 2021			
<p>The aim of this work is to assess the potential of Tallinn green areas and the impact of visitor load on the example of Lillepi Park. The thesis provides an overview of Tallinn green areas as potential learning environment, the current situation of visitor load and the impact of trampling in Lillepi Park. A trampling survey is carried out in a dry meadow community and a vegetation inventory in a wet grassland community.</p> <p>The work consists of three chapters. The theoretical approach describes the importance and opportunities of Tallinn green areas, the current situation of visiting the city of Tallinn, problems of carrying capacity based on various studies and environmental awareness as an opportunity to raise sustainably in the future. In the chapter Material and methodology, a detailed description of the study area of Lillepi Park is given. Data was collected in the field by the transect method twice during the vegetation period (summer, autumn) in 2017. The data were entered into the Excel summary table, the statistical package R (R Core Team 2018) was used to analyse the data.</p> <p>The results revealed that trampling significantly affects the meadow community around the additional trails, and the frequency of typical dominant species in trampled areas changes, the average species richness decreases a little. The impact of trampling is up to 2.5 m from the edge of the road, the significant impact is up to 1.5 m. In the area of significant impact,</p>			

the number of species decreases, the average coverage of some typical dominant species changes and the coverage of species with better trampling tolerance increases. The risk of habitat fragmentation was not identified, because the approximately 2.5 m wide road is not an obstacle for the observed species. More intensive trampling changed the community to such an extent that it caused some species to fall out of the community.

The work has practical value and is a supporting material for the planned study trail in Lillepi Park and will help the preparation of the management plan of Lillepi Park.

Keywords: urban tourism, green areas, city parks, Lillep Park, nature and environmental education, carrying capacity, plant communities, sustainable tourism.

SISUKORD

SISSEJUHATUS	7
1. TEOREETILINE KÄSITLUS	10
1.1 Tallinna potentsiaal – rohealad	10
1.2 Tallinna turismitrendid	15
1.3 Koormustaluvus	17
1.4 Loodusharidus ja keskkonnateadlikkus kui kaitsemeede tulevikku	23
1.5 Lillepi pargi taimestiku uuringu vajadus	26
2. MATERJAL JA METOODIKA	27
2.1 Lillepi pargi asukoht, asend ja uuringuala asukoht	27
2.2 Lillepi pargi staatus, eesmärk ja iseloomustus	30
2.3 Kuiva paluniidu kasvukohatüübi levik ja seisund Eestis	32
2.4 Uuringuala valimine Lillepi pargi kuival paluniidul, metoodika valik ja uuringuala kirjeldus	34
2.5 Välitööd	38
2.6 Andmetöötlus	41
3. TULEMUSED JA ARUTELU	43
3.1 Tulemused	43
3.2 Arutelu	54
KOKKUVÕTE	63
KASUTATUD KIRJANDUSE LOETELU	65
LISAD	73
Lisa 1. Lillepi pargi õpperaja skeem	74
Lisa 2. Pirita linnaosa õpperadade skeem	75
Lisa 3. Kuiva paluniidu rohttaimede liiginimekiri, 74 liiki	76
Lisa 4. Niiske pärisaruniidu rohttaimede liiginimekiri, 75 liiki	79
Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks ning juhendajate kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta	82

SISSEJUHATUS

Loodusturism on pälvinud aastatega järjest rohkem tähelepanu muutudes populaarseks turismivormiks, võites üha enam poolehoidu maailma urbaniseerunud ühiskondades. Kogu maailmas kasvava trendina on sellest tulenev surve ja koormus looduslikele aladele pidevalt tõusuteel ning sellest tulenevad muutused puudutavad otseselt ka linnaturismi. (Trakolis 2003; Bock 2015; Tallinna välisküllastajate...2019: 33). Turismisektoris on näha suuri muutusi seoses info- ja kommunikatsioonitehnoloogia (*edaspidi*: IKT) kiire arenguga ning ühiskonna sotsiaalne kiirenemine (*social acceleration*) (Rosa 2003, 2013; Bock 2015) ja muutuv inimkond on tugevateks kaasmõjutajateks tänapäeval, mis on aidanud kaasa linnaturismi populaarsuse suurenemisele ja turistide käitumise muutumisele. Tänu piiramatutele lairibatehnoloogia võimalustele on turistil võimalus planeerida oma teekonda jooksvalt reaajas, olles pidevalt kursis sihtkoha kohalike vaatamisväärsustega (Eesti uue...2009; Bock 2015; Hall 2017; Tallinna välisküllastajate...2019: 21-26), andes seeläbi võimaluse oma isikliku reisiteekonna kujundamiseks. Aina enam soovitakse teada saada sihtpaiga erisusi, kus erinevaid piirkondi ja maid külastaval turistil on soov tundma õppida sihtkohtade asukohapõhiseid eluviise. Enim on hakatud huvi tundma nii looduse- kui pärandkultuuri vastu. Soovitakse tundma õppida erinevatest kultuuridest tulenevaid asupaigale ainuomaseid väärtusi – soovitakse kogemuslikke reise (*experiential travel*) (sügav, emotsionaalne, puudutav). Viimane on vaieldamatult olulisim süsteemne trend nii globaalsel reisimisel kui ka lokaalsel tasandil siseturismis, hõlmates üha rohkem kaasahaaravat autentset ja kohalikku aktiivset reisikogemust, andes seeläbi lisandväärtuse kogu reisile. (Keul 2013; Bock 2015; Amos 2017). Aktiivne osalemine aitab mõista ja kogeda kohalikku kultuuri ja kombeid sügavaimal tasandil, kujundades seeläbi reisijate maailmavaadet ning osavõtt erinevatest õppevormidest (kohapõhised teadmised, programmid, töötoad) muudab reisimise tähendusrikkamaks ning tunnetuselt sügavamaks. Aktiivsest reisist saadud kogemused on iga reisi tipphetked, mida mäletatakse ka teiste reisimuljete ununedes. (Amos 2017).

Enamikus riikides on linnametsad olnud viimased 30-40 aastat rekreatsiooniks kasutatavad alad ja küllastajate meelispuhkepaigad, olles tugeva kasvava surve all. (Trakolis 2003). Keerukate ökosüsteemidena muutustele avatud keskkonnas on need puhkeressursid äärmiselt olulised ka

linnastumispiirkondade elanike tervisele ja heaolule. (Trakolis 2003). Keskkonna ümberkujundamisel lähtutakse aga tihti lisaks maakasutuse optimeerimisele esteetikast, jättes ökoloogiliste protsesside omavaheline koostoime tahaplaanile, põhjustades seeläbi põhjalikke muutusi maastike ökoloogilises funktsioneerimises. (Antrop 2000). Bioloogilise mitmekesisuse vähenemisel on turismi suurenemisega otsene seos (Pickering, Hill 2007; Habibullah *et al.* 2016), mistõttu on iga piirkonna kohaliku tasandi negatiivne mõju laiemalt seotud kogu maailma loodusvaradega. (Wimpey, Marion 2010). Võttes arvesse prognoose, ka vaatamata ajutistele tagasilöökidele turismis 2020-2021 aastatel (Ülevaade Tallinna...2020), on rahvusvaheliste turistide saabumine kogu maailmas prognoositud 2010–2030 aastatel keskmiselt kasvama 3,3% aastas (43 milj.) – seega on paratamatu, et turistide arvu suurenemisega kaasnev negatiivne keskkonnamõju on pidevalt suurenemas. (Pickering, Hill 2007; Habibullah *et al.* 2016: 167). Paljud suuremad ja populaarsemad külastuspiirkonnad on probleemi ees, kus koormus võib ületada taluvusvõime (Pickering, Hill 2007; Queiroz *et al.* 2014), muutudes ohuks elusloodusele ja ökosüsteemile (Habibullah *et al.* 2016). Enim seisavad silmitsi „turismi tegelikkusega“ maailmapärandi nimistus olijad, kus uuringud näitavad, et turism on ohuks maailmapärandile. Samas on sihtkoha turundusorganisatsioonide jaoks mõistlik kasutada olemasolevaid asukohapõhiseid ressursse, mis meelitavad ligi turiste, lubades neile märkimisväärset meeldejäävat kogemust. (Bourdeau *et al.* 2016).

Rohealad on läbi aegade olnud inimeste poolt tugevalt mõjutatud alad liigse tallamiskoormuse tõttu olles meelispaikadeks külastatavuse poolest. Mistõttu on väga oluline igal planeeritaval alal eelnevalt välja selgitada koormustaluvus, et liigne tallamiskoormus ei mõjutaks negatiivselt ökosüsteeme ega vaesestaks bioloogilist mitmekesisust. Seetõttu näeb käesoleva töö autor pideva surve all olevate suure külastuskoormusega mitmeskesise linnakeskkonna rohealadele informatiivsete loodus- ja keskkonnahariduslike õpperadade (*edaspidi: õpperada*) loomist ja läbimõeldud planeerimist, andes laialdase võimaluse linnalooduse tutvustamisele ja loodus- ja keskkonnahariduse edendamisele ning seeläbi keskkonnateadlikkuse tõusule. Aidates läbi looduse tundmaõppimise samal ajal vähendada keskkonnakoormust ettevalmistatud radade kaudu, avaneb võimalus linnakeskkonna rohealadel lähemalt tutvustada erinevaid looduslikke paiku (sh kooslusi, liike) ning kultuuripärandit kestlikult ja jätkusuutlikult. Õppides märkama osatakse looduskeskkonnast ka rohkem hoolida. Võttes üheaegselt kasutusse uudsed IT-lahendused on võimalik rakendada loodust hoidvaid ja säästvaid meetmeid looduse tundmaõppimisel ja loovuse kaasamisel, samal ajal tagada ligipääsetavus, suunates külastajad

selleks ettevalmistatud loodusradadele. Tallinna kui targa turismilinna sihtkoha kriteeriumiteks Euroopa linnaturismi arendamisel on ligipääsetavus, kestlik ja jätkusuutlik areng, digitaliseerumine ning kultuuripärandi ja loovuse kaasamine turismimajandusse. (Tallinn kuulub...2018; European Capital...2019).

Uurimustöö tugineb autori diplomitööle (Petser 2008) kus küsitluses selgus, et õpperadasid soovitakse, pidades seda väga oluliseks, õpperadade märgistamist peeti tähtsaks, samuti, et see vastaks erinevatele vanuse- ja eagruppidele. Samuti peeti tähtsaks õpperada õppeasutuste läheduses, mis annab võimaluse alasi tihedamalt külastada, kõigile küsitluses osalenutele sobis väga hästi piirkonnas/ kodukoha lähedal asuv õpperada, sooviti erinevate teemadega õpperadu (mitmekülgust, huvitavust), sooviti õpperaja kohta tutvustavat voldikut, kaarti (Petser 2008: 77, 78) tänapäeval IT-lahendusi (autori märkus).

Käesolev töö lähtub eeldusest, et Tallinna rohealade külastuskoormus suureneb ning Lillepi parki rajatakse õpperajad. Magistritöö eesmärk on anda lühike ülevaade Tallinna linna rohealadest kui turistide meelispaikadest ja potentsiaalsetest õpikeskkondadest, külastuskoormuse hetkeolukorrast ja mõjust linna looduskeskkonnale Lillepi pargis teostatud tallamiskoormuse uuringu alusel. Käesolev töö juhib tähelepanu rohealadel tekkivate spontaansetele ehk juhuslikele lisaradadele, hindab tallamise mõju ning annab kuiva paluniidu koosluse uuringu näitel võimaluse arendada sarnastes kuivades kasvukohatüüpides loodus- ja keskkonnasõbralikku ning jätkusuutlikku turismi.

Lähtuvalt eeltoodust on uurimisküsimused järgmised:

- Kas juhuslike lisaradade teke ja tallamine mõjutab oluliselt pargi taimestikku?
- Kuidas muutub tallatud ja tallamata alade taimestik kuival paluniidul?
- Kas kuiva paluniidu koosluses on võimalik välja tuua tallamise tugevust väljendavad indikaatorliigid?

Käesoleva töö autor soovib tänada oma juhendajaid igakülgse uurimusega seonduva abi eest. Professor Tiiu Kull'i ettepanekute eest uuritava ala valimisel loodusmaastikul, botaanik-dendroloog Olev Abner'i geobotaanilise analüüsi juhendamisel, teadur Marina Haldna't statistilise andmetöötluse ja- analüüsi juhendamisel. Tallinna Linnaplaneerimise ameti geoinformaatika ja kartograafia osakonna kartograafi Maarja Kõue't Tallinna rohealade uuendatud andmetega kaartide koostamise eest.

1. TEOREETILINE KÄSITLUS

1.1 Tallinna potentsiaal – rohealad

Merelinna Tallinna, kus maismaapiir (58 km) on vaid veidi pikem kui merepiir (49 km) (Fakte Tallinnast...2020: 2), maastikud on eriilmelised. Ainulaadse elustikuga klindialad ja vahelduv maastik on pannud aluse elustiku mitmekesisusele ja erinevatele looduskooslustele. Rannikualadel kujunenud rannikukoosused mõjutavad linnakeskkonda omalaadse elustikuga. Linna on kujundanud jõed, järved, allikad ja ojad, rohelist lisab rikkalik kõrghaljastus ja aedlinlikud alad, linnas leidub rajatud parke, looduslikke niite, metsi ja rabasid. Kaitsealad ja üldplaneeringutega kaitstavad rohealad moodustavad viiendiku linna pindalast. Kogu linna territooriumist on looduskaitsealiselt väärtuslikuks maastikuks määratud 13%, suurimad on Pirita jõeoru maastikukaitseala (707,1 ha), Aegna saar (302,8 ha), Pääsküla raba (274,3 ha) ja Nõmme-Mustamäe maastikukaitseala (200,9 ha). (Tallinna Keskkonnaameti...2016: 6, 8, 18). Väärtuslike elupaikade hulka kuulub neli Natura 2000 ala: Paljassaare linnuala, Pirita loodusala, Rahumäe loodusala, Aegna loodusala (Tallinn arvudes...2020: 157-158), moodustades Tallinna maismaast 7,2%. (Tallinna Looduskaitse..2019).

2020. aasta andmetel moodustavad Tallinna rohealad 51 km² (joonis 1), olles linna 159 km² pindalast 32%. Rohealade osa on Tallinna keskmisest suurem: Pirita 53%, Nõmme 45%, Haabersti 43%. Võrdlus: rohealad *per capita* [m²]: Tallinn 115, Riia 113, Helsingi 105, Stockholm 70. (Tallinn arvudes...2020: 157-158).

Elurikkust toetavad aedlinlikud alad moodustavad 12% linna pindalast, kalmistud u 2% linna pindalast (Tallinna kalmistud...2021). Kõrghaljastus (puude võrade katvus) moodustab linna pindalast 22%. Registreeritud on üle 1000 loomaliigi, arvukamateks loomarühmadeks on ööliblikad (566 liiki) ja linnud (252 liiki). Kaitsealuseid linnuliike on registreeritud 97, moodustades 84% Eesti kaitsealustest linnuliikidest. (Tallinna Keskkonnaameti...2016: 6, 8). Linnas on säilinud suuri ökoloogiliselt toimivad rohealasid (joonis 1) mida paljud liigid (sh linnud, nahkhiired, tolmeldajad) kasutavad rändekoridoridena. (Tallinn 2035).



Joonis 1. Tallinna rohealad. Allikas: Tallinna Linnaplaneerimise Amet 2019

Ainult siis, kui haljas- ja rohealad paiknevad rohelise võrgustikuna, on tagatud kaitsealuste ja tavaliikide liikumis- ja levimisvõimalused elupaikade vahel ning püsib rohealade väärtus ja liigirikkus. (Tallinna rohealade...2008: 98; Tallinn 2035).

Tallinna piires on tähtsamad kaitsealad Pirita jõeoru maastikukaitseala ja Kadrioru park. (Tallinna rohealade...2008: 98). Säilinud on vanalinna ümbritsev ainulaadne bastionivööndile rajatud parkide võrk (Euroopa Roheline...2019). Parkide väärtus seisneb puhkevõimaluste pakkumises inimestele olles samal ajal linnalooduse bioloogilises mitmekesisuses väärtuslikud elupaigad. (Nepal, Way 2007: 240). 2020 seisuga on linnas 61 parki (joonis 2), kaitsealuseid parke on 22. (Tallinn arvudes...2020: 158).

Põhja-Tallinnas on loomisel inimsõbraliku avaliku linnaruumina linnaosade vaheline linearpark (13 km), läbides 6 linnaosa, Astangult Koplini. Putukaväil on osa ökoloogiliselt liigirikkast rohekoridorist, niiduilmelisest looduskeskkonnast, mille väärtuseks on tolmeldajate

levikut soodustav mitmekesine taimeistik. (Tallinn on konkursi...2020; Putukaväila...2021). Linnakeskkonnas on väga oluline elurikkuse toetamine, sh putukatele-, elusloodusele sobiva linnaruumi kujundamine ja looduslike maastike säilimine ning jätkusuutlik linnaplaneerimine. Tallinn püüdleb Euroopa roheline pealinna tiitlile (2023) parendades linnakeskkonda mitmete sh nimetatud erinevate kriteeriumite kaudu. (Uustal *et al.* 2013; Euroopa Roheline...2019; Tallinn on konkursi...2020; Tallinn kandideerib...2020) pidades väga oluliseks parkide ning rohe- ja puhkealade olemasolu, nende rajamist, laiendamist ja uute loomist. (Uustal *et al.* 2013; Tallinna Keskkonnaameti...2014: 14, Tallinn on konkursi...2020).



Joonis 2. Tallinna pargid. Allikas: Tallinna Linnaplaneerimise Amet 2019

Erinevaid liikumisviise võimaldav mitmekesine linnaruum aitab kaasa kliimaneutraalsuse, elurikka ja tervisliku keskkonna ja ressursisäästlikkuse saavutamisele. (Wang *et al.* 2014; Tallinn 2035). Linna rohealad pakuvad looduses viibimisel emotsionaalset, kognitiivset, esteetilist ja spirituaalset väärtust, olles kõik väga suure väärtusega mõjualad (joonis 1, 2). Inimestel on loomulik vajadus viibida rohelusest ja elurikkusest ümbritsetud keskkonnas.

Elurikas ja roheline linnakeskkond koos rikkaliku fauna ja flooraga parandab tervist ja meeleolu, pakkudes sealjuures rekreatiivseid tegevusi, liikumis- ja sportimisvõimalusi. (Tallinna Keskkonnaameti...2016: 6, 18; Ojala 2018). Uuringud kinnitavad, et koduümbruse atraktiivne looduslik keskkond aitab parandada inimeste füüsilist ja vaimset tervist ning julgustab inimesi väljas viibima ja tervisesporti tegema. Terviklike rohealade rahu ja vaikus soodustab vabas õhus lõõgastumist (Uustal *et al.* 2010), seega mõjuvad linna rohealad stressi alandavalt ning nende hulk elukeskkonnas on erilise tähtsusega, olles otseselt seotud parema üldise tervisehinnanguga ning vähema haigestumusega. (Lanki *et al.* 2017; Ojala 2018; Ojala *et al.* 2019). Välikatsetes on leitud, et lühiajalised roheliste keskkondade külastused on seotud psühholoogilise stressi leevendamisega. (Lanki *et al.* 2017).

Eelnevast tulenevalt on rohealade kasutatavuse puhul oluliseks näitajaks rohealade paiknemise kaugus ehk kättesaadavus inimeste elukohast. Ligipääsetavuse järgi on rohealad jagatud hoone ümbruse rohealaks (minimaalne kaugus kodust 150 m), kvartali rohealaks (400 m), asumi rohealaks (800 m), linnaosa rohealaks (1600 m), ülelinnaliseks rohealaks (3200 m) ja linnametsaks (5000 m). (Järv *et al.* 2006: 5; Ojala 2018). Tähtis on, et rohealad asuks inimese läheduses, mitte kaugemal kui 300 m elukohast, et rohelusse jõudmiseks ei kuluks liialt palju aega. Lähemal asudes käiakse seal rohkem ja ollakse füüsiliselt aktiivsemad. (Ojala 2018). Nt Stockholmi Keskkonnainstituudi Tallinna Keskuse (SEI Tallinn) andmetel elab praegu Tallinna elanikkonnast (81,1%) vähemalt 300 m kaugusel suurematest avalikest rohealadest, sealjuures Euroopa roheline pealinna võitjalinnades elab keskmiselt 90% rahvastikust vähemalt 300 m kaugusel suurematest rohealadest. (Kaaret *et al.* 2020: 12, 13). Kui roheala on aga juba 500 m või enam eemal, külastatakse neid vähem. (Ojala 2018).

Oma kodukoha lähedal rohealal – pargis või metsatukas, avaneb ka esmane võimalus piirkonnaga lähemalt tutvuda ja loodust tundma õppida, mistõttu on väga oluline looduslike paikade säili(ta)mine linnades, kus igale piirkonnale omane elurikkus ja kultuurilugu eristab paiku teistest kujundades meie identiteeti. Mitmekesine ja liigirikas linnaloodus annab hea võimaluse edendada keskkonnaharidust ja -teadlikkust väga mitmekülgselt erinevates linna piirkondades. (Petser 2008; Uustal *et al.* 2010).

Rohealad on seega lisaks paremale tervisele üheaegselt potentsiaalsed õuesõppe ja puhkuse veetmise paigad lasteaedadele, koolidele, linna laiemale üldsusele ning külastajatele sh

turistidele. (Lillepi pargi...2013: 20; Tallinna Keskkonnaameti...2014: 54;). Väärtuslikud rohealad pakuvad seeläbi võimalusi nii õppetegevuseks, rekreatsiooniks kui lihtsalt looduses jalutamiseks ja piirkonnaga tutvumiseks. Linnaosa(de) rohealadele õppeasutuste vahetusse lähedusse õpperadade loomine annab võimaluse tutvustada erinevatele sihtgruppidele konkreetse piirkonna loodust, pärandkultuuri ja ajalugu. (Petser 2008; Lillepi pargi...2013: 20).

IKT annab uudsed laialdased võimalused kõikidele külastajatele, kus IT-lahendused võimaldavad üheaegselt rakendada loodust hoidvaid ja säästvaid meetmeid läbi väärtushinnangute kujundamise ning elukestva õppe kui ka looduslaseid teadmisi ja seda üheaegselt mitmes keeles. Loodus- ja keskkonnavaline teave ja selle teadvustamine aitab kaasa nii Eesti elanike kui ka väljastpoolt saabunud külastajate positiivsele keskkonnakäitumisele. (Petser 2008). Nt välisprojekti NATTOURS veebiküsitlusest on selgunud, et lindude, liblikate ja teiste loomade vaatlemine on linna rohealadega seotud olulisemaid ja huvipakkuvamaid tegevusi looduses viibimisel seoses rohealade külastatavusega ja rekreatiivsete tegevustega. (Tuhkanen *et al.* 2018: 16).

Linnatingimustes taimedele-loomadele sobilike elupaikade arv on aga piiratud ja elupaikade hulk väheneb. (Tallinna Keskkonnaameti... 2016: 6, 18). Hoolimata praegusest suhteliselt heast olukorrast on elurikkus Tallinnas vähenemas, kuna haljastusega ei looda juurde samaväärses mahus elupaiku kui neid hävib. (Tallinn 2035). 2010-2020 on Tallinna rohealad vähenenud 0,75 km² aastas, s.o 1,5% 2020. a rohealast. Kõige kiiremini vähenevad rohealad Lasnamäel ja Kesklinnas, suureneb vaid Põhja-Tallinnas. (Tallinn arvudes...2020: 157-158).

Linnastumine tekitab suuri ja olulisi muutusi mitte ainult kesklinnas vaid mõjuulatusena ka linna äärealadele ja kaugematesse piirkondadesse, kus erinevate protsesside keerukas vastastikune mõju võib põhjustada põhjalikke laiaulatuslikke muutusi maastike ökoloogilises funktsioneerimises. Keskkonna ümberkujundamisel lähtutakse tihti lisaks maakasutuse optimeerimisele esteetikast ning ökoloogilistele protsessidele ja nende omavahelisele koostoimele mõeldakse vähem. Linnaplaneerimise protsessis maastikuökoloogia tähelepanuta jätmisel võivad elupaigad kergesti fragmenteeruda ning jääda ebapiisavaks ja piiratuks oma väiksuse tõttu ning ei ole enam toimivad ökosüsteemid. (Antrop 2000). Empiirilised uuringud on näidanud, et planeerimise läbimõtlematus ja seeläbi elupaikade killustumine võib kaasa tuua selle kahjustumise või hävimise. Sealjuures ei põhjusta killustatus ainult elupaikade arvu

vähennemist vaid muudab ka väiksuse ja isoleerituse tõttu elupaikade omadusi allesjäänud elupaigas. (Malmivaara *et al.* 2002; Fahrig 2003: 499, 502, 509; Hamberg *et al.* 2008; Queiroz *et al.* 2014). Maakasutuse muutmisel on seega suurim negatiivne mõju bioloogilisele mitmekesisusele ja seda eriti linnakeskkonnas, kus planeerimis- ja ehitustegevuse tagajärjel kaovad elupaigad ning liigid, kuid ka linnakeskkonnad on elurikkad ja vajavad kaitset, et ära hoida liikide väljasuremist. (Godefroid, Koedam 2007). Elurikkuse seisundi halvenemise vältimiseks püütakse seetõttu rohevõrgustiku ja elupaikade sidususega tagada liikide säilimine kõikidel arendatavatel aladel, mistõttu nähakse planeerimis- ja ehitustegevuse käigus ette alustaimestiku inventuuri ja dendroloogilise hindamise läbiviimine, et tagada kaitstavate taimeliikide ja elujõus puittaimede säilimine ning puude ja põõsaste raie kompenseerimine. (Tallinn 2035) ning asendusistutus (Tallinna Keskkonnaameti... 2016: 24). Elukvaliteedi parandamine linnades ja keskkonnasõbraliku linnaruumi planeerimine on poliitiline eesmärk (Van Herzele, Wiedemann 2003), kus terviklik lähenemine seisneb erinevate valdkondade koostöös interdistsiplinaarsel tasandil kombinatsioonis poliitika, teadmised ja kogemused. (Keul 2013).

Loodusliku keskkonna väärtusi ja tähtsust hakatakse tajuma ja mõistma tihti alles olukordade halvenemisel või kadumisel, seetõttu on linna rohealade suurus, terviklikkus ja kvaliteet erilise tähtsuse- ja väärtusega kuna tervikliku elukeskkonna kvaliteet, mille olulisus seisneb haljas- ja rohealade olemasolus ning funktsionaalsuses, mõjutab meid kõiki väga mitmel tasandil. (Tallinna Keskkonnaameti... 2016: 18; Ojala 2018; Ojala *et al* 2019).

1.2 Tallinna turismitrendid

Mereäärse linnana on Tallinna väärtuseks ja turisti meelitajaks asukoht. Linna saabuvad külastajad mööda maismaad ja õhuteid ning avatus merele annab võimaluse linna väisata ka meritsi. 1997. aastast kuulub Tallinn koos vanalinna ja ümbritsevate pargialadega UNESCO maailmapärandisse (Euroopa Roheline...2019) olles oma olemuselt turistiderohke linn, kus külastatavus on olnud pidevalt tõusuteel. Strateegia "Tallinn 2025" on ette näinud vanalinna kui aktiivset turismiala, mis laieneb kogu vanalinna ja ümbritseva roheline vööndi ulatusse. (Strateegia Tallinn...2025). Kruiisireisijaid arvestamata külastas Tallinna 2018. aastal 3,29

miljonit väliskülastajat, mis on viimase kahe aastakümne kõrgeim tulemus. (Tallinna väliskülastajate...2019: 5).

Tallinna väliskülastajate uuringu järgi külastas 2018. aastal Tallinna kokku 3,93 miljonit väliskülastajat neist enam kui kümnendik (hinnanguliselt 450 000) rohealasid (jalutuskäik linnalooduses, pargis, rabas, jalgrattasõit vms). Kruiisireisijate küsitluse järgi veetis nendest aega linnalooduses 7%, kõikidest teistest 13%. (Tallinna väliskülastajate...2019: 5, 31; Tallinna väliskülastajate kruiis...2019: 21; Alamets 2021 suulised andmed). Tallinna reisi ajal enim külastatud piirkondadeks vanalinna (80%), kesklinna (83%) ja Põhja-Tallinna (15%) piirkondade kõrval oli Kadiorg (14%) ja Pirita (12%). Tallinnasse reisinute tegvustest oli esikohal jalutuskäik linnas (79%). Populaarseteks tegevusteks Pirita piirkonnas lisaks ekskursioonidel käimisele (42%) olid jalutuskäigud linnaosas (13%) ja linnalooduses (28%). (Tallinna väliskülastajate...2019: 10, 28, 33). Pirita piirkond koos Kadrioru ja Viimsiga on järjest enam muutumas vanalinna kõrval oluliseks turismikeskuseks, kus fookuses on terviseturism ja aktiivsed rekreatiivsed tegevused ning kus kõikidele linnaelanikele on peetud oluliseks tagada puhkealade rajatiste olemasolu ja kättesaadavus. (Strateegia Tallinn...2025).

Vanalinna ja bastionaalvööndi koormustaluvuse leevendamiseks on ette nähtud turismikoormuse hajutamist suunates turismivooge teistesse linnaosadesse, kus nähakse olulist potentsiaali linna loodus- ja rohealadel, mistõttu on suurenenud rannikualade ja looduslikuma ilmega puhkemetsade osatähtsus, kus eraldi vaatamisväärtuseks on linna läbiv klindivöönd ja loopealsed. Kesklinna koormuste vähendamiseks ja turismipotentsiaali suurendamiseks on esile tõstetud loodusväärtusi ning tegevusi rohealadel, siinkohal on turism argumendiks rohealade säilitamisele ja infrastruktuuri väljaarendamisele. (Tallinna rohealade...2008). Enim on ka Tallinna külastatavuse positiivsetest külgedest välja toodud merd, loodust ja parke (Tallinna väliskülastajate...2009: 38) sealjuures on külastajate puhkuse planeerimist mõjutanud IKT kiire areng kus kasvanud on sotsiaalmeedia kanalite kasutamine infoallikana. Võrreldes 2014. aastaga on 2018. aastaks suurenenud sotsiaalmeedia kasutamine 9% → 23%. (Tallinna väliskülastajate...2019: 21, 23).

Kasvutrendi näitab ka Tallinna elanikkond, elanike arv 01.05.21 seisuga on 444 618 (Tallinna elanike arv 2021), lisaks kohalikule elanikkonnale ja välituristile näitab tõusutrendi siseturism (Tallinna turismitrendid...2020: 4, 10, 12). Tallinn arvudes (2020) toob välja, et pool Eesti elanikkonnast külastab vähemalt kord aastas loodus- või matkaradu (Tallinn arvudes 2020: 158)

– mis kõik kokku mõjutavad kumulatiivselt haljas- ja rohealade kasutuskooormust ning kus kuhjumise vältimiseks ning negatiivse külastuskogemuse ennetamiseks on äärmiselt oluline külastajate hajutamine ja suunamine ettevalmistatud atraktiivsetesse piirkondadesse ning seda haljas- ja rohealade informatiivseks muutmisega.

1.3 Koormustaluvus

Inimese tallamise mõju taimkattele ja pinnasele on maailmas uuritud juba alates 1920-ndatest aastatest, kui taimepatoloog Meinecke (1927-1932) on kirjeldanud probleeme California osariikide parkides, kus turistid avaldasid tugevat mõju ümbritsevale taimestikule (juurte ümbruse mulla tihendamine laagriplatsidel, teeservades) ning ta nägi vajadust teha turistile kui piirkonna mittetundjale ettekirjutusi looduslal käitumise kohta, soovitades regulatsioone lähtuvalt pinnase tüübist ja haljasalade hooajalise kasutamise pikkusest. (McClelland 1993).

Cole (1995) on juhtinud tähelepanu tasakaalu saavutamisele looduskeskkonna säilimise ja rekreatiivse kasutamise vahel ning näeb optimaalse lahenduse saavutamiseks vajadust anda maakorraldajatele paremat teavet vaba aja veetmise kohta. Nii uurib puhkeökoloogia inimeste tallamise kahjulikku mõju loodusliku taimestikule. Üheks uurimisviisiks on eksperimentaalkatse, et modelleerida tallamise intensiivsuse mõju ja taimestiku muutusi. Ameerika Ühendriikides viies erinevas mägipiirkonnas, neljas taimkatte tüübis läbi viidud katses selgus, et erinevatel taimkatte tüüpidel on väga erinev vastupanuvõime tallamisele. Katse käigus selgus, et kõige tallamiskindlam taim oli tarn (*Carex nigricans*) ja kõige tallamisõrnem sõnajalg (*Dryopteris campyloptera*). (Cole 1995: 205). Enamik puhkemajanduse mõju uuringuid on eksperimentaalsed. (Nepal, Way 2007).

Wimpey ja Marion (2010) uuringust, mis viidi läbi USA looduskaitsealuses Great Falls rahvusparkis, selgus, et turistide tekitatud mitteametlikud (*visitor-created*) lisarajad paiknevad maastikus planeerimatult ja tihti tundlikuma struktuuriga piirkondades, tekitades seega suurema ohu mulla erosiooniks ning lisaks taimestiku hävimisele võivad juhuslikud sissetallatud rajad eemale tõrjuda loomastikku, muuta hüdroloogiat ja elupaiku, levitada invasiivseid liike ja fragmenteerida maastikke, mis oli eriti tugevalt märgatav mitteametlikel pidevalt sissetallatud radadel. Ametlike jalgteede rajamisel ja hooldamisel püütakse aga teadlikult keskkonnale

võimalikult vähe kahju teha, mistõttu soovitatakse hooldatud teedevõrku optimaalsetesse asukohtadesse. (Wimpey, Marion 2010).

Ameerika Ühendriikide ja Austraalia kaitsealade puhkeökoloogia uuringud on välja toonud matkamise, mägirattasõidu ja ratsutamise mõjud taimestikule, pinnasele ja radadele, mis on kolme tegevuse puhul sarnased (olemasolevate radade kahjustused, pinnase erosioon, juurte ümbruse mulla tihenemine, muutused hüdroloogias, raja laienemine), erinevused esinesid mõju ulatuses – täheldati taimede kahjustusi, taimestiku kõrguse- ja biomassi vähenemist, liigilise koosseisu muutusi, umbrohtude ja taimepatogeenide levikut, k.a. mitteametlike radade loomist. Maastikurattast tingitud mõjud hõlmasid libisemise tagajärjel tekkinud pinnase ja taimestiku kahjustusi ning loata rattaradadel hüpete, sildade jt tehnilisi ehitisi, hobuste puhul lisandus veel spetsiifiline mulla lämmastikuga rikastamine. (Pickering *et. al.* 2010).

Queiroz *et.al.*, (2014) uurisid matkaradade seisundi ja koormustaluvuse seoseid Assooride saarestiku kahel saarel: laiaulatusliku matkaradade süsteemiga ja traditsioonilise karjakasvatusega saarel, kus tulemused näitasid radade olemasolust tulenevat väikest mõju taimestikule, kooslustes suuri muutusi ei täheldatud, kuid leiti, et radasid ümbritsevate alade maakasutuse viis ja tüüp on olulisemad faktorid mõjutamaks taimede bioloogilist mitmekesisust tugevamalt kui radade kasutamine külastajate poolt. (Queiroz *et.al.* 2014).

Tallamise intensiivsus ei pea olema suur, et märgata alustaimestiku katvuse vähenemist, selgus Hamberg *et al.* (2010b) boreaalse mustika kasvukohatüübi kuusiku taimestiku uuringust äärelinna servades 3-aastase eksperimentaalkatse käigus. Väga vähese intensiivsusega tallamise korral (35 tallamist aastas) vähenes arvukamate liikide katvust 10-30%, keskmise intensiivsusega tallamise puhul (70-270 tallamist aastas) ligi 50% ja tugeva intensiivsusega tallamise puhul (210–550 tallamist aastas) üle 75%. Selgus, et boreaalne taimestik on tallamise mõju suhtes väga tundlik. Et vältida juhuslike radade teket, soovitati piirata üldist juurdepääsu metsaalale ja rekreatiivsete tegevuste negatiivse mõju minimeerimiseks rajada hooldatud teedevõrgustik. (Hamberg *et al.* 2010b).

Oluline mõjutegur külastamise sagedusele on nii haljasala pindala suurus kui kaugus kodukohast ja juurdepääs (ligipääs), atraktsioonide olemasolu ning laste jaoks turvaline kodukoha lähedus. Killustatus häirib ka ruumi kui terviku tajumist ümbritseva keskkonna

suhtes. (Van Herzele, Wiedemann 2003). Malmivaara *et al.* (2002) toovad välja seosed Lõuna-Soome Helsingi linnaelanike arvu suurenemise, killustatuse ja rekreatiivse kasutamise osas, kus selgus, et puistute läheduses elavate elanike arv osutus oluliseks teguriks mõjutamaks linnametsa alustaimestikku, muutes põhjalikult linnapiirkondade metsaökosüsteeme. Puistutes vähenes alustaimestiku katvus ja suurenes teede pindala kui ümbruskonnas elavate elanike arv suurenes; kõige väiksemad puistud olid kõige rohkem häiritud, mistõttu potentsiaalste külastajate arv on üks peamisi tegureid, mida arvestada maakasutuse planeerimisel, et säilitada esialgne taimestik linnametsades. Leiti, et mõõdukas tallamine loob sobivad elupaigad pioneeriliikidele, äärmiselt intensiivse ja kauakestva pideva tallamise tulemusel hävivad ka kõige tallamiskindlamad liigid ning järk-järgult väheneb taimkatteta jäänud maa-alal huumuskiht ning taimede poolt kaitsmata maa-ala on avatud erosioonile. Alasid on taastatud geotekstiiliga ning rohttaimede- ja muruliikide külvamisega. Metsatuka suurus ei olnud otseselt seotud kulumistasemega, nagu on Kellomäki ja Wuorenrinne varasem uuring (1979) näidanud, kus oli määrav tegur metsatuka halvenenud kvaliteet servaaladel, kus selgus, et oluliseks mõjuteguriks osutub elupaiga kvaliteet ja atraktiivsus. (Malmivaara *et al.* 2002: 374).

Hollandis läbiviidud uuringus täheldati mitmeaastaste rohumaliikide levikul takistusi. Rohttaimede, sh ohustatud taimeliikide, puhul muutub elupaiga killustatus oluliselt määravaks, kuna väikestel maalappidel, sh lineaarsetel kitsastel koridoridel nagu kraavikaldad ja teeservad, ei ole piisava suurusega sobilikke elupaiku ning olemasolevad muutuvad väiksemateks ja isoleeritumateks ning seemnete levik on takistatud, muutes liikide ellujäämise keeruliseks ning väljasuremise tõenäoliseks. Koridoride laius ja elupaiga kvaliteet on siinkohal väga olulised. Madala iseenesliku rände (levikubarjääride) tõttu on soovitatud kaitsealuste liikide säilitamiseks koguda seemneid lähedalasuvatest populatsioonidest viies need sobilikesse elupaikadesse. (Van Dorp *et al.* 1997: 40).

Belgia linnakeskkonnas, Brüsselis, ilmnesid seosed piirkonna hoonestuse tüübi ja taimeliikide ohtruse, samuti haruldaste liikide ja võõrliikide leviku osas. Tugevaim mõju liigirikkusele ilmnes tihehoonestusega piirkondades, kus enamus kodumiseid liike puudus, sest puudusid sobivad elupaigad. Samas olid kõige liigirikkamad poolavatud ja avatud hoonestatud alad, mis tuleneb nende alade mitmekesistest keskkonnatingimustest. (Godefroid, Koedam 2007). Brüsselist lõunapool avaldus tamme-pöõgi segametsa metsateedel servaefekti mõju metsa alustaimestikule, kus selgus, et muutunud valgustingimused võivad ohustada tüüpilise metsataimestiku säilimist kriitilise piirini, kuna metsa siseosas elupaiga pindala väheneb

servatsooni laienedes. Liikide levikule avaldab mõju ka teekattmaterjal. Kui kasutatakse erinevaid pinnakattmaterjale (asfaltbetoon, betoon, munakivid, dolomiitsõelmed, liiv) võib see mõjutada ümbritsevaid taimeliike erinevalt seoses pH taseme muutusega. Mõju võib ulatuda kuni 10 m kaugusele tee servast ning teede olemasolu põhjustab lisaks häiringutele ruderaalsete liikide arvu kasvu. (Godefroid, Koedam 2004).

Hamberg *et al.* (2008; 2010a) on Lõuna-Soome Helsingi piirkonna linnametsa uuringutes välja toonud, et elupaiga servaala mõju ulatus on kuni 50 m metsa sisemusse ning nii tallamine, killustatus kui ka servamõjud muutsid alustaimestiku liigilist koosseisu. Tallamine muutis taimeliikide koosseisu lokaalselt radadel, andes võimaluse uutele liikidele (Hamberg *et al.* 2008, 2010a) ning intensiivne tallamine mõjutab taimestikku rohkem kui metsaservade mõju (2010a). Fragmenteerumise vältimiseks soovitati, et linnaarendus arvestaks maa-alade suurusega, mis peaksid olema vähemalt 2–3 ha ning metsa alustaimestiku kaitsmisel negatiivsete mõjude eest tuleks arvesse võtta lisaks maa-ala suurusele ka selle kuju ning võimalike harrastuskasutajate arvu. (Hamberg *et al.* 2008).

Läänemere äärsetel liivmuldadel esinevaid niidukooslusi ohustab juhuslik tallamine. Alam-Saksimaal loetakse vabaaja veetmisest tingitud isetekkelisi radu ohuks kuivadele niidukooslustele, kus paljud liigid on muutunud väga harudlaseteks ning hooldus ja arendustegevustel pööratakse tähelepanu piirkondlike eripärade arvesse võtmisega. Kaitse tagamiseks on arvestatud, et puhveralade laius peaks olema vähemalt 20-50 m. (Niedersächsische Strategie...2011: 6).

Tallinna Botaanikaia (TBA) haljastuse ökoloogia töörühm uuris 1978-81 taimekoosluste tallamisele vastupidavust 3 erineva raskusastmega (400, 100, 25 sammu 1 m² päevas), kus uuriti tallamiskoormuse mõju rohttaimekoosluste üldkatvusele, liigilisele koosseisule ja liikide katvusele kultuurmurul, parginiidul, puisniidul ja metsas. Kolme erineva koormuse katsel selgus, et kultuurkooslused (muru ja parginiit) muutusid aastate jooksul tallamisele vastupidavamaks, looduslikud kooslused (mets ja puisniit) muutusid tallamise suhtes tundlikemaks (tallamisõrnamaks). 60 päeva pärast katse lõppu taastus taimestik 30%. Metsa rohurindes jäid kasvama vaid üksikud kõrrelised. Katses kasutatud koormused osutusid metsa jaoks liiga suurteks (Saar 1991: 36-42)

TBA-s (1975-77) läbiviidud eksperimentaalkatses 11-aasta vanusel punase aruheina-aasnurmika murul selgus, et tugev tallamiskoormus (2400 sammu nädalas 1 m²-le) põhjustas esimestel aastatel raudrohu (jt liblikõieliste ja kahe-iduleheliste rohundite) levikut, samal ajal vähenesid kõrrelised. Liikidevaheline proportsioon ei muutunud koormuse jaotumisest nädalas või päevas. Õuemurude uurimine näitas, et pikakjalise tugeva tallamisega murul domineerivad uuesti kõrrelised murutaimed: (*Poa pratensis*) aasnurmikas ja (*Agrostis stolonifera*) valge kastehein. (Saar 1991: 38).

Välja on selgitatud mulla omaduste ja muru liigilise koosseisu vahelised seosed, kus regressioonianalüüs näitas, et: mulla raske lõimis mõjub soodustavalt (*Poa trivialis*) hariliku nurmika, (*Festuca pratensis*) hariliku aruheina, (*Elymus repens*) hariliku orasheina levikule. (Saar 1991: 40). Uurimustulemused on näidanud, et mida hooldatum on haljasala, seda vähen liike esineb. Tallinnas uuritud hooldatud ja regulaarselt niidetud haljasaladel on rohttaimeliikide arv 32-74, liike keskmiselt 48 liiki. Hooldamata aladel ulatus liikide arv aga 118-ni, keskmiselt 65 liiki. Liigirikkuse seisukohalt soovitatakse loobuda intensiivsest hooldamisest ja kujundada looduslikule rohumaale sarnanev niidukooslus. (Saar 1991: 41).

Erinevates kasvukohatüüpides läbiviidud eksperimentaalkatsed on näidanud, et taimestiku vastupidavus tallamisele on väga erinev, samuti on määrav kasvukohatüübile iseloomuliku taimekoosluse esinemine ja liigilise koosseisu vastavus. Cole (1995) uuring hõlmas 18 vaatlusalala 5 mäestiku piirkonnas. Tallamise kõige väiksem mõju oli *Carex nigricans* ja *Kobresia myosuroides* kooslustele, milles ka 500 tallamist ei toonud kaasa taimede hävimist, mistõttu prooviti nende liikide puhul 700 tallamist. Taimkattetüübid erinevad vastupanuvõime poolest tallamisele kui ka nende võimest tallamiskahjustustest toibuda. Katse tulemustest lähtuvalt soovitati suunata liiklemist vastupidavamatele kooslustele ja haavatamatest eemale hoida. (Cole 1995).

Reguleerimata arenguga kaasneb paratamatult kahju looduskeskkonnale (McClelland 1993). Uuringutest on selgunud, et kõige levinum radade kahjustus on taimkatte hävimise tagajärjel pinnase erosioon ja mulla tihenemine ning juhuslikest radadest tingitud fragmenteerumine (Wimpey, Marion 2010; Habibullah *et al.* 2016: 168), samuti on selgunud, et ratsutamise ja mägirattasõidu mõju maapinnale on sarnane kui matkajategi puhul, kuid mõju on oluliselt rohkem väljendunud ja kiiremini tekkiv. (Pickering *et al.* 2010) ning maakastutus (kariloomad)

võib avaldada ka kaudseid mõjusid (Queiroz *et al.* 2014). Probleem tulevikus tõenäoliselt süveneb, kuna aktiivne vabaaja veetmine muutub aina populaarsemaks, kuid planeerimis- ja arendustegevuses ei jäeta konkreetsetes piirkondades piisava suurusega väljakujunenud taimestikuga maa-alasid. (Malmivaara *et al.* 2002; Hamberg *et al.* 2008).

Taimkatte liigirikkuses mängib olulist osa nii elupaikade kvaliteet, mulla omadused kui valgustingimused, samuti on maastiku struktuur ja asupaiga ajalugu olulised tegurid nii liigirikkuse kui ka liikide esinemise sageduse osas. Maastiku ajalooline kasutus kajastab tihti paiga isoleeritust ning mida väiksemad ja isoleeritumad on elupaigalaigud seda vähem liike need sisaldavad. (Löbel *et al.* 2006; Godefroid, Koedam 2004, 2007).

Turism sõltub bioloogilise mitmekesisuse olemasolust (Habibullah *et al.* 2016), samal ajal on Euroopas ligi neljandik looduslikest liikidest väljasuremisohus (ELi bioloogilise...2011) ning teada on, et elustikurikas keskkond tagab lisaks tervislikule ja meeldivale elukeskkonnale võime ning suutlikkuse paremini vastu pidada keskkonnakahjustele, mistõttu on iga riigi prioriteet tagada jätkusuutlikkus ja bioloogilise mitmekesisuse kaitse oma loomulikus looduseskeskkonnas, et terviklikud toimivad ökosüsteemid oleksid elujõulised oma looduslike elupaikade ja liikidega. (Bioloogilise mitmekesisuse...1992; ELi bioloogilise...2011). Loodusmaastikus matkajale ja telkijale on taimede rohkus ja mitmekesisus väga olulisel kohal ning uuringud näitavad, et ala küllastades tekitavad nad olulisi muutusi looduslikus taimestikus, mistõttu on puhkemajanduse kasvava populaarsusel esmatähtis säilitada tasakaal looduses puhkuse veetmise ja loodusressursside vahel. (Nepal, Way 2007).

Et igale külastajale pakkuda keskkonda, kus koormustaluvuse maksimaalne tase ei ületaks piire ega jõuaks alal kahju tekitada ning külastuskogemuse ja naudingu kvaliteeti halvendada (Hurt *et al.* 2009: 6-7) on Wagar (1964) välja toonud ja määratlenud rekreatiivset koormustaluvust (*recreational carrying capacity*) kui inimeste vajaduste, väärtuste ja kaitseala kaitsekorralduse eesmärkide omavahelist kooskõla.

Jätkusuutliku arengu ja loodusressursi säästva kasutuse tagamiseks on koormustaluvuse (*carrying capacity*) väljaselgitamine teatud kindlates ja konkreetsetes arendatavates piirkondades üks esmaseid ja peamisi prioriteete. Siinkohal on tunnustatud lähenemisviise, millega üheaegselt arvestada:

- füüsiline koormustaluvus (*physical carrying capacity*) - maksimaalne inimeste ja masinate arv alal, ilma kahjulikku mõju tekitamata;
- ökonoomiline koormustaluvus (*economic carrying capacity*) - kohaliku majanduse muutuste lubatav tase, mille juures turistide teenindavad tegevused ei kahjusta kohalikku majandust. (Lim 1998).
- sotsiaalne koormustaluvus (*social carrying capacity*) - looduskeskkonna kasutamine maksimaalsel tasemel erinevate sihtgruppide poolt, ilma et külastuskogemuse/ naudingu kvaliteet halveneks;
- piirkonna ökoloogiline kande- ehk taluvusvõime (*ecological carrying capacity*) - looduskeskkonna loomuliku taastamisvõime maksimaalne piir. (Wagar 1964; Lim 1998; Trakolis 2003, Karoles, Maran 2008; Hurt *et al.* 2009: 6-7).

1.4 Loodusharidus ja keskkonnateadlikkus kui kaitsemeede tulevikku

Üheks olulisemaks keskkonnavalaseks regulatsiooniks ning loodust säästvaks ja hoidvaks meetmeks on ühiskonna kõrge keskkonnateadlikkus, mida tagatakse loodus- ja keskkonnahariduse eduka toimimisega. Läbi looduse tundmaõppimise suudab inimene ennast suhestada loodusega ning oskab loodust hoida ja keskkonnasõbralikult käituda, seeläbi tema käitumine kujuneb keskkonnahoidlikuks.

Keskkonna väärtuste mõistmiseks ja keskkonnahoidliku käitumise saavutamiseks on vajadus suurendada kõikide inimeste loodusteadlikkust, tagades loodusinfo kättesaadavuse ja kaasajastamise (Looduskaitse arengukava...2012: 4, 7, 13), sh suurendada elanike keskkonnateadlikkust ja edendada süsteemset keskkonnaharidust ja säästvat arengut toetavat haridust kõikidel haridustasanditel ja eluvaldkondades. (Keskkonnahariduse ja -teadlikkuse...2018; SE21).

Säästev areng läbiva teemana riiklikes õppekavades peab tagama noore inimese käitumise keskkonnahoidlikult ja jätkusuutlikult (Lamesoo *et al.* 2016: 5, 6). Loodusteaduslikule formaalhariduse lisaks on olulisel kohal mitteformaalharidus, mida tagab keskkonnahariduskeskuste võrgustik, mis tutvustab/ teadvustab keskkonnahoidlikke põhimõtteid, käsitleb ökosüsteemi teenuseid ja ökoloogilise tasakaalu olulisust sh inimtegevuse

mõju loodusele ning informaalne keskkonnaharidus täiendab elukestvat õpet meie igapäevaelus sh vabal ajal (infostendid õpperadadel, meediaruum). Loodusmajad ja keskkonnahariduskeskused on populaarseimad sihtkohad õppetöö läbiviimiseks (aktiivõpe-õuesõpe), samal ajal soovitakse võimalusi toetada õppetöö läbiviimist looduses. (*Ibid.*: 61, 64, 69, 73). Just viimane on kättesaadav kõikidele – õppimine looduses, oma kodukoha lähedal, hoides kokku aja ja ressursi kulusid, mis juba on säästlik mõtteviis. Petser (2008) küsitlusest õppeasutustele selgus, et soov ja vajadus loodusõpperadade järgi on suur ning et õuesõpet iseseisvalt ilma rajata ei taheta ette võtta, kuna ei jõuta tundi ette valmistada, põhjuseks toodi ka kaugel asuvate õpperadade väljasõitudega kaasnev suur ajakulu. (Petser 2008: 77, 78).

Säästvale arengule tuginev ja seda toetav haridus (SAH) (*education for sustainable development*) aitab meil mõista eri valdkondade vahelisi seoseid ning arvestada neid oma tegemistes, et ressursisäästlikult tegutseda (Keskkonnahariduse ja -teadlikkuse...2018), olles tänapäeval keskkonna ja inimarengu prioriteet, sh tähendades uuenduslikke, osaluselkogemusel (ekskursioonid, õppekäigud) põhinevaid õpetamis- ja õppimismeetodeid, et kujundada pädevusi, mis aitavad tagada jätkusuutlike hoiakute ja väärtushinnangute kujunemist. (Henno, Raus 2015).

Loodushariduse edendamisel on märkimisväärne osa linna haljasaladel k.a. Lillepi pargil kui ülelinnalise tähtsusega rekreatsioonialal, kus õpperadade loomine aitab erinevatel sihtgruppidel (õpilased, kohalikud külastajad, turistid) avastada erinevaid loodusväärtusi linnakeskkonnas (üksikobjektid, liigid, kooslused) ning kujundada maailmavaadet keskkonnateadlikumaks ja -hoidlikumaks. Selleks, et tagada säästvat arengut toetava hariduse edukast integreerumist erinevatesse eluvaldkondadesse vajatakse mitte ainult ehedas looduses vaid ka linnalooduses keskkonnateadlikku käitumist, piisaval hulgal ja suuruses avalikke ja informatiivseid rohealasid nii õuesõppe läbiviimiseks erinevatele haridusastmetele kui loodusturismi edendamiseks linnakodanike ja turistide seas. Parim viis selleks on rajada parkidesse, eriilmelisse linnamaastikku looduse õpperadasid, mis tutvustavad linna looduskooslusi ja vaatamisväärsusi. Teadlik inimene oskab väärtustada keskkonda ning oskab ka keskkonnasõbralikult käituda. (Petser 2008).

Tallinna eripalgelisel ja mitmekesisel looduskeskkonnal on pakkuda erinevaid võimalusi iseseisvaks ja juhendatud loodusõppeks (Tallinna Keskkonnaameti...2016: 52). Nt. on

linnalooduse tutvustamisel ja loodusturismi jätkusuutlikul arendamisel välisprojektide “NATTOURS – jätkusuutlikud loodusrajad linnades, kasutades uusi IT-lahendusi” ja “Linnalähedased ökosaared – targa turismi sihtkohad” eesmärk loodushariduse edendamine ja teadlikkuse suurendamine loodusväärtustest kohalike elanike ja turistide hulgas samal ajal vähendades vanalinna külastuskoormust suunates külastajad teistesse piirkondadesse ettevalmistatud radadele. Linnalooduse tähtsuse esile tõstmiseks ja vahendamiseks on kasutatud uusi IT-lahendusi ning loodud mitmekeelne veebiportaal Linnalooduse kompass - citynature.eu.

Loodusturism aitab kaasa looduse mitmekesisuse tutvustamisele ning selleks, et inimesed tahaksid looduses aega veeta ja neil oleks looduses viibides piisavalt loodualast infot on oluline välja arendada tugistruktuurid: infoviidad, -punktid, -tahvlid ja -keskused, loodusrajad, rajatised (laudteed, vaatetornid), IT-teenused, veebipõhine info matkaradade paiknemise ja vaatamisväärsuste kohta (Looduskaitse arengukava...2012) ning seda ka linnakeskkonnas, mis kõik aitab kaasa keskkonnateadlikkuse süsteemsele edendamisele, kõikide inimeste hulgas, tagades informaalset keskkonnahariduse kättesaamist kõigis arendatud piirkondades, sealjuures IT-lahendused annavad võimaluse looduskeskkonna tutvustamiseks veebipõhiselt mitmes keeles. Loodusturism ja loodushoid reguleeritult toetavad teineteist rohealade säilitamisel ja infrastruktuuri väljaarendamisel aidates tagada jätkusuutlikkuse.

Eesti elanike keskkonnateadlikkuse 2019. a. uuringust on selgunud, et keskkonnavaline teave pakub inimestele huvi eeskätt oma kodukoha või kogu Eestiga seoses (üle 90% peab infot oluliseks, 54–56% väga oluliseks), elanikke motiveerib keskkonnasäästlikult elama oodatav kasu tervisele, looduse tasakaalu säilimine ja liikide ellujäämine (90%), keskkonnahariduslikest tegevustest on levinuim looduses ajaveetmine (86%) ja keskkonnahariduslike asutuste külastamine (43%) – olles kasvutrendis, (24%) osales keskkonnateemalistel üritustel. Elanike rahulolu on kõrgeim seoses võimalustega tutvuda Eesti loodusega loodus- ja matkaradadel (94% peab olukorda heaks), kodukoha loodus- ja matkaradade paiknemise osas peab infot kättesaadavaks 80% elanikest. Keskkonnainfot saadakse sagedamini massimeediakanalitest, sõpradelt, tuttavatelt kuid viimase kaheksa aasta jooksul on infokanalitena populaarsemad uudisteportaalid ja sotsiaalmeedia. (Eesti elanike...2020: 12, 15-17).

1.5 Lillepi pargi taimestiku uuringu vajadus

Lillepi park linnapargina on oluline külastuspaik kõikidele sihtgruppidele, pargi kasutamine on populaarne erinevate kasutusviiside poolest ning koormus pargi alale intensiivne ja liigne tallamiskoormus võib hävitada kaitsealuste taimede kasvukohad. (Lillepi pargi... 2013: 18, 35). Bioloogilise mitmekesisuse tõttu on park huvitavaks õpikeskkonnaks, andes hea aluse liigirikkuse tutvustamiseks õpperadade kaudu (Petser 2008; Lillepi pargi... 2013: 20), pargis seni puuduvad loodust ja keskkonda tutvustavad hariduslikud teabetahvlid, lisaks avaneb võimalus rakendada IT-lahendusi loodus- ja kultuuriväärtuste esile tõstmisel ja tutvustamisel.

Keskkonna koormuse vähendamiseks ning selleks, et ala ei kaotaks oma väärtust elustiku mitmekesisuses ka koormuse suurenemisel, on oluline igal arendataval alal teostada eelnevad uuringud koormustaluvuse väljaselgitamiseks piirkonda põhjalikult uurides (Tallinn 2035), mistõttu õpperada planeerides (lisa 1, lisa 2) (Petser 2008) on vajalik välja selgitada tallamiskoormus, et teada kuidas tallamine mõjutab kohalikku looduslikku taimestikku konkreetses asukohas. Tallamiskoormuse uuringu läbiviimiseks sooviti valida seetõttu erinevate antropogeensete tegurite tõttu pargiala rohumaakooslustest paluniidu ala.

Paluniidud ja palumetsad hõlmavad Lillepi pargis u ½ pindalast ja on külastatavuselt eelistatud niisketele ja liigniisketele kooslustele. Paluniitudel kasvavad Lillepi pargi kaitstavad taimed – (*Armeria maritima* subsp. *elongata*) roosa-merikann ja (*Pulsatilla praetensis*) aas-karukell. Käesolev uurimus aitab hinnata palukooslusi läbivate õpperadade mõju soontaimedele, mistõttu on uuringuala asukohaks väärtuslikest kooslustest ning ohustatud niidutüüpidest valitud kuiv paluniit, kaitstava taimeliigi (*Armeria maritima* subsp. *elongata*) roosa merikanni (III kaitsekategooria) kasvuala, pargi põhjapoolses osas, idaküljel puistuga piirneval alal (joonis 6, joonis 7), mille keskosa ja loodeserva läbisid alates 2008. a. kitsad, u 0,5 m rajad. Juhuslikud lisarajad tekkisid peale jalgte ehitust. Roosa merikanni kasvuala keskosa läbiv rada laienes pärast Pirita Selveri juurdeehituse valmimist paari aastaga u 2,5 m laiuseks (Abner 2017 suulised andmed).

Lillepi pargis seni puudub pargi taimestikku käsitlev uuringuinfo (Lillepi pargi...2013: 17), inimese tallamise mõju uuring on esmakordne. 2008.a. on koostatud geoalus (*Ibid.*: 13), 2012.a. dendroloogilise inventuuri käigus on registreeritud 70 nimetust puittaimi (puid, põõsaid ja

puhmaid), neist 34 liiki kodumaiseid (Abner 2013: 4), põlispuid 148, 12 liigist. (Lillepi pargi...2013: 30). Niidutaimestiku osalise inventuuri käigus (seoses plaaniga rajada parki golfirajad) on kindlaks tehtud kaitsealuste taimede kasvukohad (Abner 2004, 2017), sellest lähtuvalt on korraldatud avatud alade niitmine, mille määrab (joonis 6) kaitsealuste taimede õitsemisaeg ja seemnete valmimine (võttes taimedel paar nädalat): (*Armeria maritima* subsp. *elongata*) roosa merikann - juuni-august ja (*Pulsatilla pratensis*) aas-kasrukell - mai-juuni, mistõttu enne juuli algust on kaitsealuste taimede kasvukohtades niitmine välistatud. (Lillepi pargi...2013: 7, 28). Käesolevas töös kajastatud ja uurimisobjektiks väljavalitud alal sh k.a. kogu piirkonnas on esmatähtis bioloogilise mitmekesisuse säilitamine heal tasemel, seega tuleb parki arendades ja hooldades jälgida, et tehtavaga ei vaesestataks pargi elustikku.

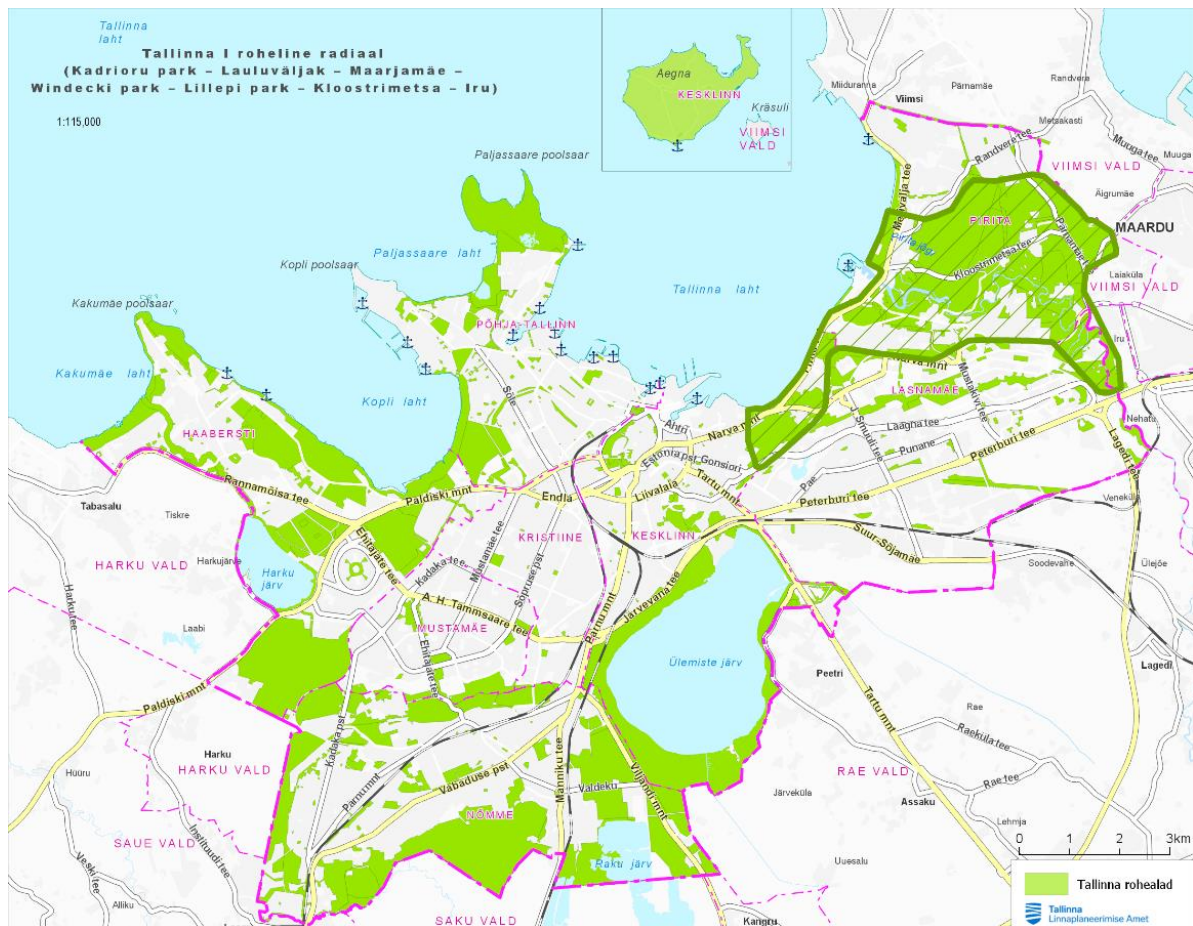
Vajadusest tulenevalt annab käesolev uuring võimaluse paluniidu koosluse koormustaluvuse väljaselgitamiseks, et teada saada tallamiskoormusest tingitud mõju ulatusest pargiala intensiivsemal kasutusel. Tulemustest lähtuvalt annab uuring aluse õpperadade planeerimiseks optimaalsetesse asukohtadesse tallamiskindlamatele aladele, kus liigid on vastupidavamad, tagades seeläbi kaitse kaitsealuste liikide kasvukohtades ning samuti puhkevõimaluste püsiva kvaliteedi. Vastavalt uuringus saadud tulemustele saab valida pargiala edasisel arendamisel vastavad kaitsemeetmed õpperadade looduskeskkonda viimisel.

Tallamiskoormust aitab minimeerida ja killustatust vältida ka teeradade läbimõeldud paigutus ja hooldus, planeerimis- ja arendustegevusel kõikide väärtustega arvestamine aitab säilitada kaitseala terviklikkuse ja toimimise nii kaitsealal kui ka selle kontaktvööndis. (Lillepi pargi...2013: 17, 18).

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1 Lillepi pargi asukoht, asend ja uuringuala asukoht

Lillepi park kuulub Tallinna I rohelise radiaali (*edaspidi*: I RR) koosseisu, kulgedes kesklinnast ida suunas ühendades endas järgmisi alasid: Kadrioru park – Lauluvälgak – Maarjamäe – Windecki park – Lillepi park – Kloostrimetsa – Iru (joonis 3). (Tallinna rohealade...2008: 98).



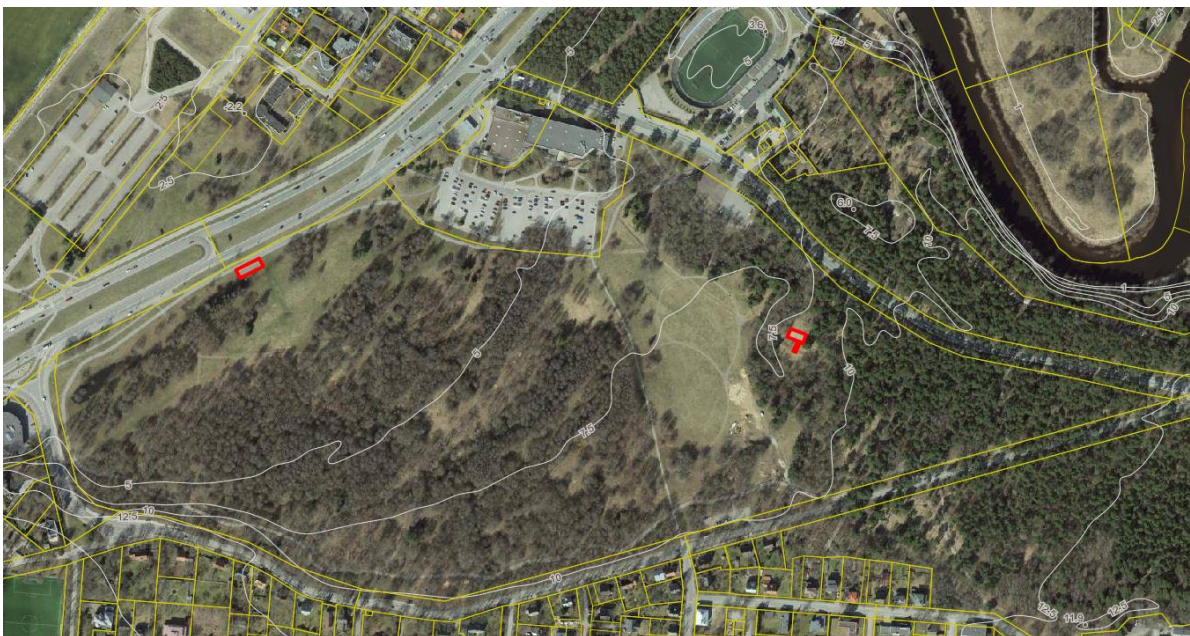
Joonis 3. Tallinna I Roheline Radiaal. Allikas: Tallinna Linnaplaneerimise Amet 2019.a.

I RR lõunapiir kulgeb piki looduskaitse alla võetud pankrannikut, hõlmates ökoloogiliselt stabiilsed alad: looduskaitsealuse Kadrioru pargi, Maarjamäe segametsa, Kose-Kloostrimetsa männimetsad - moodustades roheline võrgustiku. Maastikuarhitektuuriliselt on I RR väga hinnatav ja mitmekesine, sisaldades mereranna, pankranniku, pangametsa, laialehise salumetsa, looduslähedased männimetsad, kujundatud lossi- ja pargiansamblid, lauluväljaku, memoriaalkompleksi, olümpiakeskuse ja botaanikaaiia. (Tallinna rohealade...2008: 98). Lillepi park on linnaosa tähtsusega haljasala, asudes Pirita linnaosas Maarjamäe asumis Pirita tee, Kose tee ja Rummu teega piirneval alal, külgnedes Pirita jõeoru maastikukaitsealaga, ulatudes idapoolses osas Kose metsani. (Lillepi pargi..2013: 5, 16).



Joonis 4. Lillepi pargi asendiskeem Pirita linnaosas. Aluskaart: Maa-amet. Allikas: Lillepi pargi hoolduskava 2013-2022: 7

Lillepi pargi uuritavate rohumaakoosluste/ niidualade asukohad (joonis 5).



Joonis 5. Lillepi pargi aruniidu inventuuri asukoht läänepoolsel küljel ja uuritava paluniidu ala asukoht idapoolsel küljel. Aluskaart: Maa-amet, ortofoto, seisuga 19.01.19 (Abner 2019).

2.2 Lillepi pargi staatus, eesmärk ja iseloomustus

Lillepi park (KLO1200594) on kaitsealune roheala suurusega 35,9 hektarit, asetudes suuruselt avaliku pargina teisele kohale Kadrioru pargi (85 ha) järel ning on linnaosa olulisemaid haljasmaid koos Pirita ranna ja rannametsaga, Kloostrimetsa, Pirita jõeoru maastikukaitseala ja Pirita kloostri kompleksiga, olles kõikidele linna elanikele tihedalt kasutatavaks puhke- ja rekreatsioonialaks, omades samal ajal ülelinnalist tähtsust Tallinnasisese rohevõrgustiku tähtsa osana. Kogu ala on oluline piirkonnale kui identiteedi küsimus ja tähtis kohalikule elanikule ning väärtuslik piirkonna külastajale. (Lillepi pargi...2013: 5, 11, 19-21, 36; Visit Tallinn Lillepi Park; Keskkonnaportaali; EELIS).

Lillepi park võeti kaitse alla 12.04.2007.a. Vabariigi Valitsuse määrusega nr 105, (RT I 2007, 32, 189; RT I 2010, 13, 70) (§ 1) kaitsekorralduse aluseks on „Kaitsealuste parkide, arboreetumite ja puistute kaitse-eeskiri“, vastu võetud 03.03.2006 nr 64. (RT I 2006, 12, 89; RT I, 30.05.2015, 5) (§ 2), mille alusel kehtestatakse vajalikud piirangud looduskaitse väärtuste säilitamiseks ja kaitsekorra tagamiseks, sh on tagatud avatud-suletud ruumi-, maastikuvaadete, pargimaastiku-, põlispuude-, liikide ja elupaikade soodne seisund, kus piiranguvööndiga säilitatakse pargi põhiväärtused – looduslikkus, vaatelisus ja terviklikkus. Pargimaastiku ökoloogilist tasakaalu kahjustav või visuaalset ilmet rikkuv tegevus on keelatud, seajuures arvestatakse alal kõikide pargisiseste ja pargiga vahetult piirnevate infrastruktuuri aspektidega (teed, hooldusrajatised, objektid pargikülastajate teenindamiseks jmt). (Lillepi pargi...2013: 7-8, 31).

Lillepi pargi pikaajaline eesmärk on kuulumine ülelinnalisse rohevõrgustikku linnaosa keskse toimiva ja sidusa ning mitmekesiste kasvukohtadega, liigirikka loodusliku haljasalana, säilitades elurikkuse ja kaitsealuste liikide elupaigad, jäädes samal ajal oluliseks rohealaks nii linnaosa elanikele kui ka väljastpoolt tulevatele külastajatele, olles mugavaks esteetiliseks puhke- ja rekreatsioonialaks. (*Ibid.*: 17, 21, 30).

Linnapargina vabakujunduslik looduslähedase ilmega Lillepi park on elupaigaks paljudele liikidele ning on liigirikas nii taimestiku (sh põlispuude) kui ka linnustiku poolest. Väärtuslikud taimekooslused on niidud ja allikalised sanglepikud. (Tallinna rohealade...2008: 39). Kõlvikulise jaotuse alusel on ca 2/3 kaetud puistuga (ca 40% männik) ja ca 1/3 avatud

niiduihmelisi alasid, kus peamine on säilitada puittaimedega kaetud alade ja lagedate alade suhe. Metsaosad vastavad kasvukohatingimustele ning on väärtuslikud stabiilse ja liigirikka taimkattega osad Tallinna rohelistes vööndis kus puistute vanuseline struktuur tagab järjepideva metsa uuenemise. (Abner 2013: 5; Lillepi pargi...2013: 5, 10, 14).

Pargi põhja-, kesk- ja idaosa on ümbritsevatest aladest kõrgemad, luidetel on tekkinud leetunud- ja leedemuuldi. Kõrgemat osa läbib liivadesse uuristunud Varsaallika oja (VEE109370017), avanedes maapinnale ca 1,6 km kaugusel pargipiirist idas klindi jalamil – luues tingimused mitmekesise taimestiku olemasoluks. (Lillepi pargi...2013: 5, 17, 31; Keskkonnaportaali; EELIS). Idapoolses osas Kose metsa alal on valitsevad pohla-jänese kapsa kasvukohatüübi männikud, Varsaallika oja lähistel kasvab ebatüüpiline humala-lepik. Pargi maapind langeb lääne ehk mere suunas kus valitsevad gleistunud ja gleimullad, kohati turvastunud mullad. Lääneosas valitsevad angervaksa kasvukohatüübi sanglepikud, paiguti kaasikud. Kose tee äärses pargiosas on kohati ülekaalus harilikud saared. Pargi lääneosas, kohtades kus klindi liivakiviastangu alt immitsevad välja allikad, on maapind alaliselt liigniiske ning arenenud on lodu-sanglepikud. (Abner 2013: 3-4). Niiskete ja märgade metsa-alade osakaal pargi lääneosas on suur, olles tähtsad alad lindude pesitsus- ja toitumispaiadena, (*Ibid.*: 5) puistus tegutseb 90 liiki linde ja pargist on leitud 3 liiki nahkhiiri. (Lillepi pargi..2013: 14, 17). Pargiala lõuna- ja edelaosas kasvavad vanad tammed, Pirita tee äärsesse ossa ja põhja- ning keskossa on puid rühmiti juurde istutatud 1960-date aastate keskel: Pirita tee äärde kaski, mägimände; põhjaossa pärnasid, seedermande; keskossa tammesid, pärnasid, ebatsuugasid ja lehiseid. Ala kesk- ja lõunaosas on istutatud põõsarühmasid: kontpuud, lumimari ja taraenelas. (Abner 2013: 3-4; Lillepi pargi...2013: 5). Rohhtaimedest on lääneosas lodualadel ja angervaksa kasvukohatüübi alal sage (*Aegopodium podagraria*) harilik naat, kohati (*Filipendula*) angervaksa mättad, haruldased on (*Carex*), tarnad kevadeti katavad maad (*Anemone nemorosa*) võsaülased, püsiva veega tiigis esineb (*Caltha*). varsakapja (Petser 2008: 42). Pirita tee poolses servas kasvab väikeste kogumikena harilikku kivirikku ehk seapähklit (*Saxifraga granulata*), olles Tallinnas suhteliselt haruldane. (Abner 2004: 4; Petser 2008: 42). Kose tee poolses servas on metsistunud (*Galanthus nivalis*) harilikud lumikellukesed ja (*Scilla siberica*). harilik silla ehk harilik siniliilia (Petser 2008: 42)



Joonis 6. Kaitsealuste taimeliikide kasvukohad. Lillaga on tähistatud aas-karukella (*Pulsatilla praetensis*) ja sinisega roosa merikanni (*Armeria maritima* subsp. *elongata*) kasvukohad. Aluskaart: Maa-amet, seisuga 2013. Allikas: Lillepi pargi hoolduskava 2013-2022: 29

Väärtuslike kooslustena asuvad Lillepi pargis kuiv paluniit ja niiske pärisaruniit, kus kuivadel liivmuldadel kasvavad kaitsealustest taimedest kaks III kaitsekategooria liiki: roosa merikann (*Armeria maritima* subsp. *elongata*) (KLO9312176) ja aas-karukell (*Pulsatilla pratensis*) (KLO9321451), kasvavades pargi kesk- ja põhjaosas, avatud niiduala looduslikumatel servaaladel (joonis 6). (Abner 2013: 5; Lillepi pargi...2013: 7, 28; Keskkonnaportaali).

2.3 Kuiva paluniidu kasvukohatüübi levik ja seisund Eestis

Paluniidud ja nõmmeniidud on puisniitude kõrval kõige ohustatumad niidutüübid Eestis, olles säilinud väikeste ribade või laigukestena nõmme- ja palumetsade lagendikel, servades, pärisaruniitude servaaladel, kus neid tihti ei peeta eraldi mainimist vääriks (Mesipuu 2011: 9). Eriti vähe on säilinud loodusliku taimestikuga (mitte põllumaast kujunenud) alasid. (Mesipuu 2011: 16). Peamiselt on paluniite karjatatud, nõmmeniitudega võrreldes on rohustu pisut lopsakam, kuid jääb alla pärisaruniitudele. (Krall *et al.* 1980; Mesipuu 2011: 16).

Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon järgi kuuluvad paluniidud aruniitude klassi, paluniitude tüübirühma.

(2.1.) Aruniitude klass – (*Type class: Dry and fresh grasslands*). Aruniitude klassi kuuluvad kuivadel või niisketel mineraalmuldadel esinevad niidud. (Paal 1999: 81).

(2.1.3.) Paluniitude tüübirühm – (*Type group: Boreal grasslands*). Paluniidud on kujunenud palumetsadest, harvem laanemetsadest või varem põlluna kasutatud aladel. Paluniite leidub kõrgema asendiga tasandikel, lamedatel kühmudel ja künnistel. Tüüpilised on leetunud- (Lk), gleistunud leetunud- (Lkg) või näivleetunud (LP) saviliiv- ja liivsavimullad, harvem liivmullad liivsavil. Kooslused on suhteliselt liigivaesed. Paluniite esineb suhteliselt väikeste laikudena Kagu-Eesti lavamaal ja Kesk-Eesti tasandikul, mujal harva. Niisked paluniidud moodustavad ülemineku soostunud niitudele. (Paal 1999: 90).

„Loodusdirektiivi“ elupaigatüüpide käsiraamatu klassifikatsiooni (Paal 2007) järgi kuuluvad paluniidud * Fennoskandia madalike liigirikaste arurohumaade hulka (Tabel 1).

Paluniidud jaotatakse kuivadeks ja niisketeks paluniitudeks. Eesti taimkatte kasvukohatüübile kuiv paluniit vastab osaliselt Loodusdirektiivi tüüp 6270 * Fennoskandia madalike liigirikkad arurohumaad.

Tabel 1. Niidutaimkond – Grasslands. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide ja Euroopa Liidu loodusdirektiivi elupaikade vastavus, Paal 1999, 2007 (autori koostatud)

KOOD	Eesti taimkatte kasvukohatüüp (ETKK)	Natura 2000 KOOD	„Loodusdirektiivi“ elupaigatüüp
2.1.3.	Paluniitude tüübirühm (TR) <i>Type group: Boreal grasslands</i>	62	Poollooduslike rohumaad ja põõsastikud <i>Semi-natural drygrasslands and scrubland facies</i>
2.1.3.1.	Kuiva paluniidu kasvukohatüüp (KKT) <i>Dry boreal grassland site type</i>	6270	* Fennoskandia madalike liigirikkad arurohumaad <i>Fennoscandian lowland species-rich dry to mesic grasslands</i>

Kuiva paluniidu kasvukohatüüpi (*Dry boreal grassland site type*) (2.1.3.1.) karjatamise läbi vaesunud kooslus on 3. Hariliku kasteheina – punase aruheina kooslus (*Festuco rubrae-Agrostietum capillaris*). Leetunud saviliivmullal (Lk) ja näivleetunud saviliiv- ja liivsavimullal

(LP), kujunenud karjatamise tulemusena. Tüüpilised liigid: D harilik kastehein (*Agrostis capillaris*), D, punane aruhein (*Festuca rubra*), mõru vahulill (*Polygala amarella*), sügisene seanupp (*Leontodon autumnalis*), kortsleht (*Alchemilla* spp.), valge madar, (*Galium album* = *G. mollugo*), värvmadar (*Galium boreale*), süstlehtine teeleht (*Plantago lanceolata*), valge ristik (*Trifolium repens*), keskmine värihein (*Briza media*), lõhnav maarjahein (*Anthoxanthum odoratum*). (Paal 1999: 90-91).

2.4 Uuringuala valimine Lillepi pargi kuival paluniidul, metoodika valik ja uuringuala kirjeldus

Lillepi pargi kuivad paluniidud on kujunenud endisele karja- ja heinamaale (Lillepi pargi...2013: 17). Kuivõrd muld pargi liiva-aladel on üsna toitainevaene, on Lillepi pargi paluniidud tüüpilise koosseisuga. Kuivadel paluniitudel kasvab Lillepi pargis üsna ohtralt kaitsealuse (*Armeria maritima* subsp. *elongata*) roosa merikanni (III kaitsekategooria) isendeid, mistõttu paluniitude hea seisundi säilitamine väga oluline.

Välitööde planeerimise alguses konsulteeriti juhendajatega Tiiu Kull ja Olev Abner, kellega koos käidi kohapeal piirkonnaga tutvumas ja saadi nõu uuringualade asukohtade valikul k.a. minimaalse pindala suuruse osas kus uuringuala peab hõlmama enamiku liike ja kajastama koosluse struktuuri (rindelisust, mosaiiksust). (Mueller-Dombois, Ellenberg 1974: 46; Masing *et al.* 1979: 224; Cole, Bayfield 1993: 210). Uuringuala suurus kuiva rohumaakoosluse (*Dry grassland*) puhul varieerub 50-100 m² piirides (Mueller-Dombois, Ellenberg 1974: 48). Uuringuks sobiva prooviaala asukoha väljavalimisel lähtuti seejärel häiringute visuaalsest vaatlusest eesmärgiga uurida muutusi taimkattes, jälgides samal ajal koosluses esinevaid erinevaid liike. (Cole, Bayfield 1993: 210).

Kogu avatud pargiala rohumaakooslustest valiti seejärel tallamiskoormuse uuringuks kuiv paluniit, piirkond kus oli tallamisrada ja rattajäljed ning kõige tõenäosem oht edasisele tallamisele, alal peeti oluliseks kaitsealuste liikide olemasolu ning määravaks sai III kaitsekategooria aluse roosa merikanni (*Armeria maritima* subsp. *elongata*) kasvukoht (joonis 6).

Eripära ja kõrvalekalle tüüpilisest koosseisust on paluniidu kirdeservas haava juurevõsude sisse tungimine.

Valitud ala suuruseks võeti 100 m² ala, mis kajastas koosluses enamuse liikide esindatuse. (Masing *et al.* 1979: 224). Kohalik oli seotud erinevusest reljeefis, mullastikust, taimkattest ja erinevatest antropogeensetest häiringutest: tallamine ja rattasõit. Uuringuala paikneb pargi kirdepoolses osas, kuiva paluniidu koosluses mis on ümbritsetud puistuga (joonis 7, 7a).

Uurimiseks valiti transektmeetod kui levinuim tallamiskatse läbiviimise meetod, kus transektid rajatakse eelnevalt hoolikalt välja valitud asukohta. (Masing *et al.* 1979: 224, 226). Transektmeetodit saab kasutada erinevates taimkattetüüpides sõltumata maastikust, meetod annab infot suurema ala kohta, kus hinnatakse taimeliikide katvust protsentuaalselt, nende vertikaalse paiknemise järgi maapinnale asetatud ruudus, kus hinnata saab taimkatte kõrgust, ohtrust, taimkatteta ala (mullapind) ja üksikuid liike. (Mueller-Dombois, Ellenberg 1974; Cole, Bayfield 1993: 210). Tallamiskindlust (tolerantsust) määratletakse kui liigi võimet minimeerida kahju ja võimet taastuda pärast kahjustusi, selleks mõõdetakse seoseid tallamiskoormuse ja taimkatte muutuste vahel ning saadakse teada erinevate taimeliikide ja koosluste vastuvõtlikkusest (tundlikkusest) tallamisest tuleneva mõju suhtes. (Cole 1995; Hamberg *et al.* 2010b). Meetod annab hea võimaluse kordusandmete kogumiseks erinevatel aegadel samas asukohas, et võrdlusandmete analüüsis näha muutusi taimkattes, mis annab teavet taimestikule tekitatud kahjustuste ulatuse ja taastumise kohta nii lühiajalise tallamise korral kui ka pikema perioodi järel (nt 2 nädalat või 1 aasta jooksul) kui hinnatakse taimkatte kõrgust, ohtrust, taimkatteta ala (mullapinna) ja üksikute liikide katte muutusi. Tähelepanu pööratakse taimestiku tallamisele ja taastumisele, kus oluline on uurida üksikute liikide katte muutusi erinevatel vaatlusperioodidel ning katvuse hinnangusse kaasatakse vaid roheline fotosünteesiv taimeosa. Vaatlus annab teavet taimestiku kahjustuste kohta, lisaks annab infot kuidas reageerivad taimed lühiajalisele tallamisele. Erinevate uuringute tulemustes annavad erinevatel aegadel tehtud kordusuuringud võimaluse hinnata liikide mitmekesisuse/ koosluste muutust pikema ajaperioodi vältel, andes teavet taimestiku kahjustamise ja taastumise kohta ning tundlikkuse kohta: kahjustused viitavad taimestiku hulga muutustele, mis tekivad tallamishäirete tagajärjel; taastumine viitab taimestiku tagasipöördumise kiirusele pärast tallamist häirimiseelsetesse tingimustesse. (Cole, Bayfield 1993: 209-210). Tallamiskoormuse mõju taimekooslustele on seega kõige parem hinnata perioodiliste mõõtmistulemuste võrdlemisel ja selleks on enamik uuringuid eksperimentaalsed, erineva tallamise

intensiivsusega, vegetatsiooniperioodi erinevatel perioodidel. (Cole 1995). Meetodi kasutamine võimaldab erinevate uuringute käigus saadud tulemused ja erinevate vaatlejate poolt koostatud andmeid kergesti võrrelda, võimaldades teha üldistusi tallamise mõju kohta ja koosluse tundlikkuse kohta. (Cole, Bayfield 1993: 209-210).

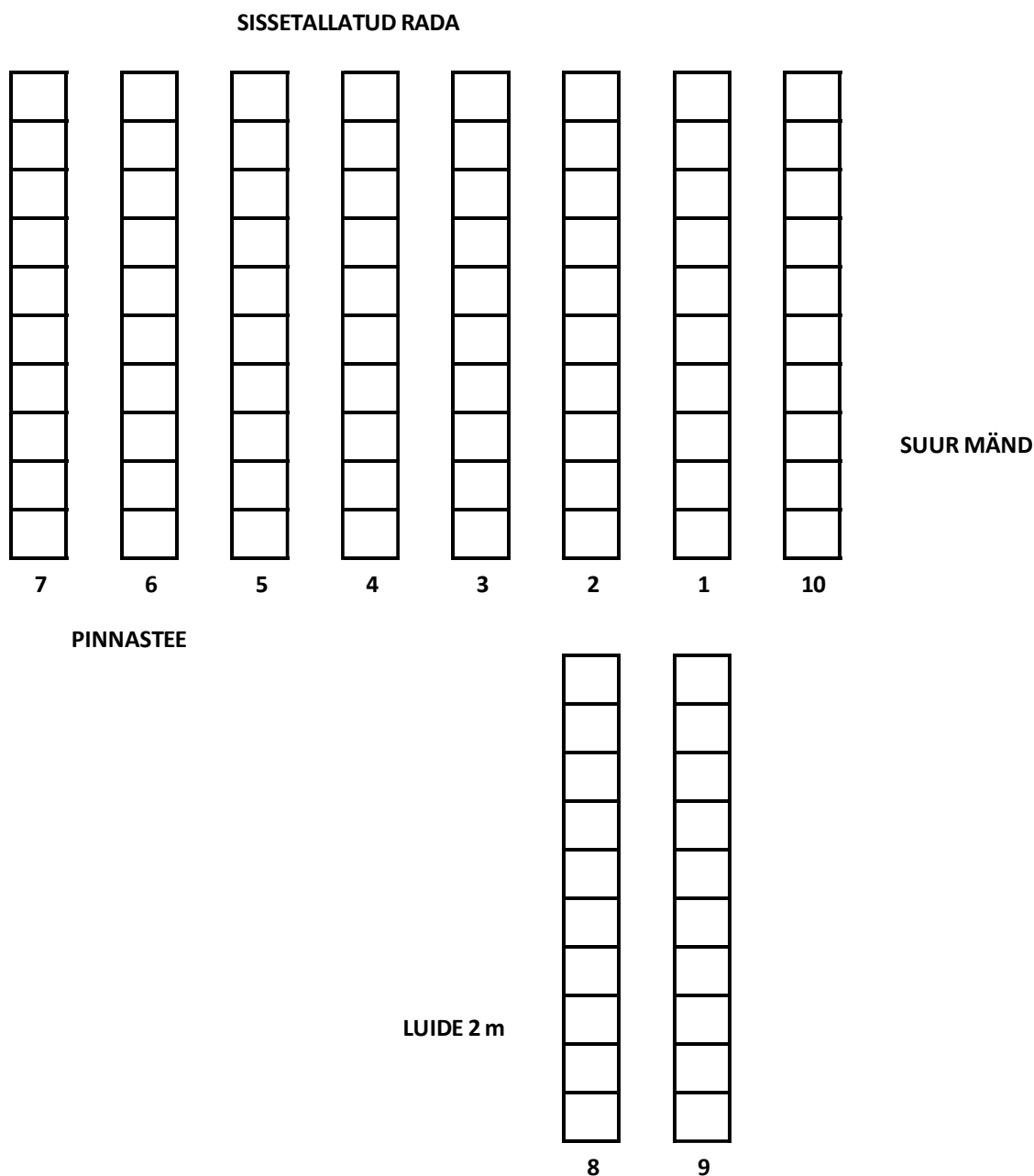
Lillepi pargi kirdeosas uuringualaks valitud kuiv paluniit on ümbritsetud puittaimestikuga, enamjaolt erivanuses mändidega. Puittaimed jäävad uuringualadelt 10 m eemale, välja arvatud kaguküljel, kus suur mänd on lähemal. Põhjapoolsemas servas, kus ka häiringuala on märgitud, on ala hakanud võsastuma noorte haabadega (joonis 7).

Kuiva paluniidu uuringuala jagunes kaheks, jaotudes kahele poole spontaanse tekkega pinnasteed, (joonis 7, 7a), vastavalt 8 transekti kirde pool ja 2 transekti edela pool, kus edelapoolsel alal on reljeefis nii tõuse kui languseid ja kaldeid (luiteala). Põhjapoolsel alal paiknes 8 10 × 1 m suurust transekti kõrvuti lineaarselt 1 meetriste vahedega (puhverala) kus mõõtmist ei toimunud; ala piiras loode poolt ojaäärne lehtpuude järelkasv; kagu poolt metsatukk, kus asusid harilikud männid (*Pinus sylvestris*); edela poolt piiras ala pinnastee; kirde poolt võsa noortest hariliku haava (*Populus tremula*) juurevõsudest. Teisel pool pinnasteed (lõunasuunal), asusid 2 10 × 1 m suurust transekti 1 meetrise vahega. Transektid asusid kõrvuti, lineaarselt, mõõtmist teostati meetriste vahedega (puhverala) kus mõõtmist ei toimunud (joonis 7, 7a). Kuiva paluniidu tervikliku mõõdetud ala suurus oli 10 m × 10 m, kokku 100 m². Kokku oli kogu vaatlusalala suurus (koos puhveralaga) 200 m². Igal transektil asus 10 katseala mõõtmisega 1 × 1 m, kus määrati liigiline koosseis ja katvus protsentides ning häiringud protsentides.

Häiringu tüüp: tallamine, jalgrattaga sõitmine, sipelgapesad, mutimullahunnikud.



Joonis 7. Lillepi pargi kuiva paluniidu prooviala asukoht. Aluskaart: Maa-amet, ortofoto, seisuga 19.01.19.



Joonis 7a. Kuiva paluniidu prooviala transektide paiknemise skeem (autori koostatud).

2.5 Välitööd

Lillepi pargis on tallamiskoormuse uurimus 2017.a. seisuga esmakordne. Välitööd toimusid maist septembrini 2017. aastal. Kõikides välitööde etappides konsulteeriti juhendajaga Olev Abner. Proovialal toimus liikide loendamine transektmeetodil 100 m² alal, järjestikku rajati 10 lineaarset transekti (kokku 10 × 10 m) – 8 transekti teerajast põhja pool ja 2 lõuna pool (joonis

7a). Väljavalitud transektile asetati 1 m² (1 × 1 m) ruut, mis oli omakorda jaotatud neljaks väiksemaks 0,25 m² allruuduks (joonis 8, 9). Allruutude kasutamine loendusel lihtsustas taimeliikide katvuse määramist ala ulatuses. Andmeid hakati koguma alati ühel suunal: NO (kirre) – SO (kagu) – SW (edel) – NW (loe), iga 0,25 m² allruudu kaupa, kuna kindlas suunas liikumine aitab hiljem teostada kordusuuringutel andmeid koguda samas asukohas/ punktis (Masing *et al.* 1979: 226-227). Igas vaatluskohas täideti vastav ankeet, kus kirjeldati taimkatet: visuaalsel hinnangul määrati katvus iga soontaimeliigi, samblaliigi ja sambliku liigi kohta, hinnati ainult roheline fotosünteesiv taimeosa. Liikide katvust hinnati protsentides. Hinnati liikide üldkatvus. Samal ajal määrati ühtlasi liigiline koosseis ning erinevad häiringutüübid. Märgiti üles kõik allruutudes esinevad erinevad taimeliigid sh samblikud, et teada saada, kuidas tallamine mõjutab kooslust. Tallatud ja tallamata ruutude liigilise koosseisu iseloomustamiseks koostati iga liigi jaoks tema esinemise sagedus (protsentides). Tallatud ja tallamata alade jaoks leiti indikaatorliigid kasutades R paketti *indicspecies* (De Cáceres, Legendre 2009)

Vaatluse käigus fikseeriti häiringud: juhuslikult sissetallatud rajad sh rattarada, mutimullahunnikud, sipelgate pesad. Samuti fikseeriti niitmine ja mahajäetud niide. Esialgselt kanti andmed vaatluskohtades eelnevalt koostatud ankeetidesse paberkaardil, mis hiljem kanti arvutis *Exceli* koondtabelisse.

Vaatlus toimus väljavalitud kuiva paluniidu proovialal kahel korral, suvel ja sügisel, et tekiks võrdlusmoment vegetatsiooniperioodi erinevatel aegadel. Erineval ajal tehtud vaatlustulemuste omavaheline võrdlus võimaldab selgitada ala kasvutingimuste paranemist või halvenemist, teatud kindlate liikide kasvu või kadumist. Loendamise tulemusel saadud algandmetele tuginedes tekib tulevikus võimalus kordusandmete kogumiseks ja võrdlemiseks samas asukohas, et teha üldistusi tallamise mõju kohta pikemas perspektiivis. (Cole, Bayfield 1993: 210). Seega on käesolevast tööst saadud andmed aluseks kordusuuringutele, et võrrelda koormustaluvust, et uurida tallamiskoormusest tingitud pikaajalisi muutusi taimkattes.

Vaatlusalal teostati järgmised tööd:

- mõõdulintide, nööri või 1 m pikkuste keppide abil märgiti pinnasteega risti maha transektid pikkusega 10 m ja laiusega 1 m: kuival paluniidul pikisuunaga kirde-edela (joonis 7a); iga transekti ühel küljel asetati 1 m tagant maa sisse vai, et oleks võimalik kordusvaatlusel transekt üles leida;

- transektid asetati lineaarselt 1 meetriste vahedega (puhverala), et saada informatsiooni sarnase maa-ala kohta laiemalt (joonis 7a);
- kuival paluniidul, mis oli väikese pindalaga, oli võimalik paigutada 8 transekti (1-7 ja 10) pinnastee äärest kuni juhuslikult sissetallatud rajani st. suunaga edela poolt kirde poole ning 2 transekti (8 ja 9) paigutati pinnasteest edelapoolse suunaga kirdest edelasse (joonis 7, 7a);
- transekti esimene prooviruut asetati pinnastee servast umbes 0,1–0,5 m kaugusele, sest piir pinnastee ja niidu vahel oli ebamäärane (joonis 7, 8, 9);
- iga transekt oli jaotatud 10-ks üksteisega külgnevaks 1×1 m prooviruuduks (joonis 7a);
- iga prooviruut oli jaotatud täpsemate andmete saamiseks neljaks $0,25 \text{ m}^2$ küljepikkusega allruuduks (joonis 8, 9);
- igale transektile anti unikaalne number (joonis 7a,) ja allruudule oma tähis transektisisel liikide loendamisel (NE, SE, SW, NW); ning koostati transektide maastikul paiknemise skeem (joonis 7a);
- kõigi tuvastatud taimeliikide (soontaimed, samblad) ja samblikud katvust hinnati vaatluse teel protsentides igas allruudus; üles märgiti ka sipelgapesade ja muti mullahunnikute katvuse %;
- allruutudes hinnati taimeliikide katvust suunal kirre (NE), kagu (SE), edel (SW), loe (NW).

Käesoleva töö käigus on kuiva paluniidu alal läbi viidud tallamiskoormuse uuring ning niiske pärisaruniidu alal taimestiku inventuur. Väljavalitud avatud niidualadel on välitööde käigus selgunud 100 m^2 alal esinenud taimeliigid ning koostatud liiginimekirjad 2017 aasta seisuga (lisa 3, lisa 4). (Käsikiri: Petser, Abner 2017).



Joonis 8. Kuiv paluniit (E. Petser, 19.07.17). **Joonis 9.** Kuiv paluniit (E. Petser, 19.07.17)

Kasvukohatüübi määramisel on kasutatud Eesti taimekoosluste määraja: Marvet, A. (2014) „Metsa-, soo- ja niiduaabits“. Soontaimede määramisel kasutatud: Krall *et al.* (2008) „Eesti taimede määraja“, Krall, H. (1973) „Rohumaataimede tõusmed“. Sammaltaimede määramisel: Ingerpuu, N., Vellak, K. (1998). „Eesti sammalde määraja“. Samblike (lihheniseerunud seente) määramisel interaktiivset töövahendit: Nimis *et al.*, „Eesti epifüütsed suursamblikud“.

2.6 Andmetöötlus

Välitöödel hinnati suvel (19.07., 20.07., 21.07., 24.07. 2017) ja sügisel (24.09., 27.09. 2017) kümnel 10 m pikkusel ja 1 m laiusel transektil soontaimede, sammaltaimede ja samblike liikide katvust %-des. Transektidel jagati 1×1 m proovivaru neljaks $0,25 \text{ m}^2$ allruuduks ja loendamist alustati alati suunal: kirre (NE), kagu (SE), edel (SW), loe (NW).

Andmetöötluse esimeses etapis sisestati välitöödel kogutud andmed tabelitesse, kasutades tabearvutustarkvara *Microsoft Office Excel 2016*. Andmed kanti tabelitesse transektide ja allruutude kaupa, eraldi sisestati suvise ja sügisese aspekti andmed.

Analüüsi 779 allruutu 800-st, välja jäid 21 allruutu, millel oli tugev looduslik häiring – sipelgapesa või mutimullahunnik tugeva häirijana (sipelgate pesakuhila või mutimullahunniku katvus oli üle 20 % allruudu pindalast), nii jäi paluniidul analüüsi järgi 800-st allruudust 779. Allruudud jagati kaheks vastavalt tallamise efektile (jalgradade servas taimede vastu maad surumine, kirdeosas maastikurataste jäljed). Tallamise efekt täheldati suvel 29 (7.4%) ja sügisel 41 allruudul (10,5%).

- Tallatud ja tallamata ruutude liigilise koosseisu iseloomustamiseks koostati iga liigi jaoks tema esinemise sagedus (protsentides). Protsente võrreldi Pearson hii-ruut statistikut kasutades (*prop.test* statistikapaketis R).
- Vaatluste alusel arvutati iga allruudu jaoks liikide arv, keskmine katvuse % (arvutati liites üksikute liikide jagati liikide koguarvuga) ja Shannon'i mitmekesisuse indeks (arvutati kasutades R koosluse analüüsi lisapaketti „vegan“). Neid näitajaid võrreldi dispersioonanalüüsi järeldustestide (Tukey) abil, kus faktoriteks võeti tallamise efekt („jah-ei“ väärtustega) ja sesoon (suvi ja sügis). Tulemused illustreeriti karp-vurrud diagramme kasutades. Kuna sesoon ei osutunud liikide arvu ja mitmekesisuse jaoks statistiliselt oluliseks faktoriks, jäeti see joonistelt välja. Keskmise katvuse puhul kasutati kahefaktorilist joonist, kuna seal oli sesoon oluline.
- Tulemused on esitatud graafiliselt karp- vurrud diagrammidena: karp kirjeldab kvartiilivahemikku, must joon karbi sees (mediaan) tähistab valimi keskväärtust, vurrud näitavad normaaljaotuse olemasolu korral miinimumi ja maksimumi, vurrudest väljaspoole jäävad punktid tähistavad erindeid.
- Erineva tallamisastmega alade jaoks leiti indikaatorliigid kasutades R paketti *indicspecies* (De Cáceres, M. and Legendre, P. 2009).
 - Kõik arvutused tehti kasutades statistikapaketti R (R Core Team 2018).

3. TULEMUSED JA ARUTELU

3.1 Tulemused

Järgnevalt on kajastatud välitöödel kogutud ja töödeldud andmete tulemused. Välitööde käigus visuaalsel vaatlusel hinnatud liikide ja andmetöötuse käigus selgunud liikide andmete sagedustabelist selgub tallatud ja tallamata aladel esinenud liikide erinevused/ esinemised ja oluliselt erinevad esinemissagedused. Tabelis 2 on esitatud välitööde käigus leitud liikide sagedustabel ja tallamata/ tallatud alade olulised liikide erinevused. Paksus kirjas on välja toodud need liigid, mille sagedused olid oluliselt erinevad.

Kuival paluniidul leitud liikide sagedustabel, algarvud, protsendid ja oluliselt erinevad sagedused (protsentide võrdlemise testi p -väärtus $< 0,05$) tallatud ja tallamata aladel. Olulised erinevused on tähistatud paksus kirjas, kaitsealused liigid on tähistatud punasega.

Tabel 2. Kuiva paluniidu 100 m² uuringuala tallamata ja tallatud allruutude sagedustabel, seisuga suvi – sügis 2017 (autori koostatud).

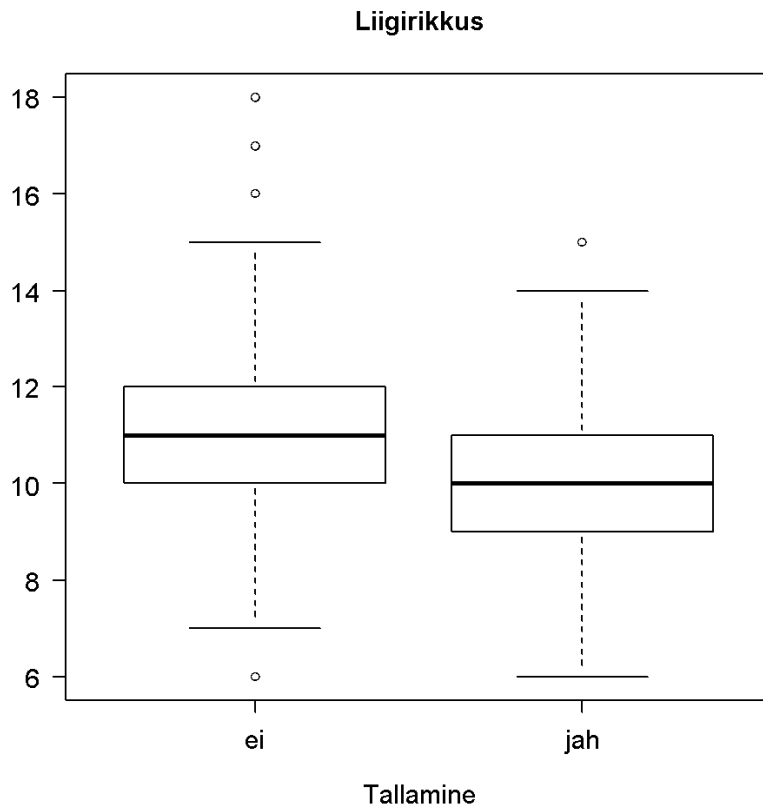
Liigi teaduslik nimetus	Liigi eestikeelne nimetus	Tallamata alad 709 allruutu		Tallatud alad 70 allruutu	
		liike allruudul	liigi esinemis sagedus %	liike allruudul	liigi esinemis sagedus %
<i>Achillea millefolium</i>	harilik raudrohi	573	80,8	46	65,7
<i>Aegopodium podagraria</i>	harilik naat	20	2,8	0	0,0
<i>Agrostis capillaris</i>	harilik kastehein	613	86,5	62	88,6
<i>Agrostis stolonifera</i>	valge kastehein (k.a. roomav kastehein)	30	4,2	1	1,4
<i>Anthriscus sylvestris</i>	mets-harakputk	6	0,8	0	0,0

Liigi teaduslik nimetus	Liigi eestikeelne nimetus	Tallamata alad 709 allruutu		Tallatud alad 70 allruutu	
		liike allruudul	liigi esinemis sagedus %	liike allruudul	liigi esinemis sagedus %
<i>Armeria maritima</i> subsp. <i>elongata</i>	roosa merikann	68	9,6	0	0,0
<i>Artemisia campestris</i>	põldpuju (või karvane põldpuju)	184	26,0	20	28,6
<i>Berteroa incana</i>	hall kogelearohe	8	1,1	0	0,0
<i>Calamagrostis epigejos</i>	jäneskastik	21	3,0	6	8,6
<i>Carex arenaria</i>	liivtarn	304	42,9	43	61,4
<i>Carex ericetorum</i>	nõmmtarn	49	6,9	17	24,3
<i>Carex hirta</i>	karvane tarn	198	27,9	16	22,9
<i>Carex leporina</i>	jänestarn	16	2,3	0	0,0
<i>Centaurea jacea</i>	arujumikas	4	0,6	0	0,0
<i>Cerastium arvense</i>	põld-kadakkaer	175	24,7	11	15,7
<i>Cerastium fontanum</i>	harilik kadakkaer	16	2,3	0	0,0
<i>Cirsium arvense</i>	põldohaks (nõelohakas)	6	0,8	0	0,0
<i>Dactylis glomerata</i>	harilik kerahein	137	19,3	7	10,0
<i>Dianthus deltoides</i>	nurmelk	14	2,0	0	0,0
<i>Elymus repens</i>	harilik orashein	148	20,9	13	18,6
<i>Equisetum arvense</i>	põldosi	14	2,0	0	0,0
<i>Erigeron acris</i>	jaani-õnnehein	2	0,3	0	0,0
<i>Festuca pratensis</i>	harilik aruhein	21	3,0	0	0,0
<i>Festuca rubra</i>	punane aruhein	686	96,8	62	88,6
<i>Fraxinus excelsior</i>	harilik saar	2	0,3	0	0,0
<i>Galium album</i>	valge madar	31	4,4	0	0,0
<i>Galium aparine</i>	roomav madar (virn)	6	0,8	2	2,9
<i>Galium verum</i>	hobumadar	153	21,6	1	1,4
<i>Galium ×pomeranicum</i>	kollakas madar	10	1,4	0	0,0
<i>Geranium pratense</i>	aas-kurereha	4	0,6	0	0,0
<i>Geum urbanum</i>	maamõõl	7	1,0	0	0,0
<i>Helictotrichon pratense</i>	arukaerand	58	8,2	0	0,0
<i>Helictotrichon pubescens</i>	aaskaerand	31	4,4	0	0,0
<i>Hypericum maculatum</i>	kandiline naistepuna	76	10,7	2	2,9

Liigi teaduslik nimetus	Liigi eestikeelne nimetus	Tallamata alad 709 allruutu		Tallatud alad 70 allruutu	
		liike allruudul	liigi esinemis sagedus %	liike allruudul	liigi esinemis sagedus %
<i>Hypericum perforatum</i>	liht-naistepuna	38	5,4	0	0,0
<i>Lamium album</i>	valge iminõges	11	1,6	2	2,9
<i>Leontodon autumnalis</i>	sügisene seanupp	26	3,7	8	11,4
<i>Luzula campestris</i>	põld-piiphein	38	5,4	2	2,9
<i>Luzula pilosa</i>	karvane piiphein	6	0,8	2	2,9
<i>Matricaria discoidea</i>	lõhnav kummel (ubinhein)	2	0,3	0	0,0
<i>Melampyrum nemorosum</i>	harilik härghein	3	0,4	1	1,4
<i>Peltigera canina</i>	koer-kilpsamblik	14	2,0	8	11,4
<i>Phleum pratense</i>	põldtimut (harilik timut)	5	0,7	0	0,0
<i>Pilosella officinarum</i>	harilik karutubakas (karvane hunditubakas)	26	3,7	8	11,4
<i>Plantago lanceolata</i>	süstlehine teeht	34	4,8	0	0,0
<i>Plantago major</i>	suur teeht	3	0,4	2	2,9
<i>Poa angustifolia</i>	ahtalehine nurmikas	62	8,7	3	4,3
<i>Poa annua</i>	murunurmikas	12	1,7	8	11,4
<i>Poa pratensis</i>	aasnurmikas	167	23,6	16	22,9
<i>Polygonum arenastrum</i>	harilik linnurohi	9	1,3	4	5,7
<i>Populus tremula</i>	harilik haab	7	1,0	0	0,0
<i>Potentilla argentea</i>	hõbemaran	107	15,1	19	27,1
<i>Pulsatilla pratensis</i>	aas-karukell	4	0,6	0	0,0
<i>Quercus robur</i>	harilik tamm	14	2,0	0	0,0
<i>Ranunculus acris</i>	kibe tulikas	53	7,5	0	0,0
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i>	niidukäharik	382	53,9	41	58,6
<i>Rubus idaeus</i>	harilik vaarikas (vabarn)	67	9,4	0	0,0
<i>Rumex acetosa</i>	hapu oblikas	19	2,7	0	0,0
<i>Rumex acetosella</i>	väike oblikas	341	48,1	30	42,9
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	aasoblikas	93	13,1	1	1,4
<i>Saponaria officinalis</i>	harilik seebilill	8	1,1	0	0,0

Liigi teaduslik nimetus	Liigi eestikeelne nimetus	Tallamata alad 709 allruutu		Tallatud alad 70 allruutu	
		liike allruudul	liigi esinemis sagedus %	liike allruudul	liigi esinemis sagedus %
<i>Scleranthus perennis</i>	hall kaderohi	4	0,6	2	2,9
<i>Sedum acre</i>	harilik kukehari	120	16,9	10	14,3
<i>Sedum telephium</i> subsp. <i>maximum</i>	suur kukehari	75	10,6	10	14,3
<i>Solidago virgaurea</i>	harilik kuldvits	4	0,6	0	0,0
<i>Stellaria graminea</i>	oras-tähthein	54	7,6	0	0,0
<i>Taraxacum officinale</i>	harilik võilill	115	16,2	26	37,1
<i>Trifolium arvense</i>	kassiristik	25	3,5	12	17,1
<i>Trifolium pratense</i>	aasristik	2	0,3	0	0,0
<i>Trifolium repens</i>	valge ristik	515	72,6	40	57,1
<i>Veronica arvensi</i>	põldmailane	1	0,1	0	0,0
<i>Veronica chamaedrys</i>	külmamailane	203	28,6	1	1,4
<i>Veronica spicata</i>	kassisaba	312	44,0	43	61,4
<i>Viola canina</i>	koerkannike (koerakannike)	10	1,4	0	0,0

Paluniidul analüüsitud 779 allruutu, kus 709 olid tallamata alad ja 70 tallatud alad. Kokku loendati välitööde alal kõikide allruutudel 72 soontaimeliiki (sealhulgas 3 puittaimet) ja 1 sammaltaim ja 1 sambliku liik, tallatud aladel 37 soontaimeliiki, 1 sammaltaim ja 1 sambliku liik.



Joonis 10. Liikide arvu jaotused tallatud ja tallamata alade.

Joonis 10 toetab statistilise analüüsi tulemusi. Joonisel oleval y-teljel on kujutatud liikide arv ja x-telg iseloomustab tallamata ja tallatud ala. Liigirikkuse analüüs näitas, et kuiva paluniidu tallatud osas on liike vähem (keskmiselt üks liik, kuid $p=0,002$)

Kuiva paluniidu tallamata osas olid katvuselt domineerivateks liikideks (kahanemise järjekorras): *Festuca rubra* (punane aruhein), *Agrostis capillaris* (harilik kastehein), *Achillea millefolium* (harilik raudrohi), *Trifolium repens* (valge ristik), *Rhytidiadelphus squarrosus* (niidukäharik), *Rumex acetosella* (väike oblikas), *Veronica spicata* (kassisaba), *Carex arenaria* (liivtarn), *Veronica chamaedrys* (külmamailane).

Tallatud aladel domineerisid järgmised liigid (kahanemise järjekorras): *Festuca rubra* (punane aruhein), *Agrostis capillaris* (harilik kastehein), *Achillea millefolium* (harilik raudrohi), *Veronica spicata* (kassisaba), *Carex arenaria* (liivtarn), *Rhytidiadelphus squarrosus* (niidukäharik), *Trifolium repens* (valge ristik). Ainult tallamata aladel esinesid III

kaitsekategooria liigid – *Armeria maritima* subsp. *elongata* (roosa merikann) ja *Pulsatilla praetensis* (aas-karukell).

Tallamise mõjul Lillepi pargi kuival paluniidul ühe tüüpiliste dominantse kuiva paluniidu liigi *Agrostis capillaris* (harilik kastehein) esinemissagedus veidi suurenes (liigi isendeid esines 613 tallamata allruudul ehk 86.5% tallamata allruutude koguhulgast ja 62 tallatud allruudul ehk 88.6% tallatud allruutude koguhulgast), teise tüüpiliste dominantse kuiva paluniidu liigi *Festuca rubra* (punane aruhein) esinemissagedus vähenes (liigi isendeid esines 686 tallamata allruudul ehk 96.8% tallamata allruutude koguhulgast ja 62 tallatud allruudul ehk 88.6% tallatud allruutude koguhulgast) (Tabel 2).

Tallamise mõjul suureneb kuiva paluniidu koosluses mõne väikese esinemissagedusega liikide esinemissagedus ja katvus; suurem esinemissageduse ja katvuse suurenemine on ruderaaltaimedel *Poa annua* (murunurmikas), *Taraxacum officinale* (harilik võilill), *Plantago major* (suur teeleht), *Matricaria discoidea* (lõhnav kummel), *Polygonum arenastrum* (harilik linnurohi) ja *Leontodon autumnalis* (sügisene seanupp).

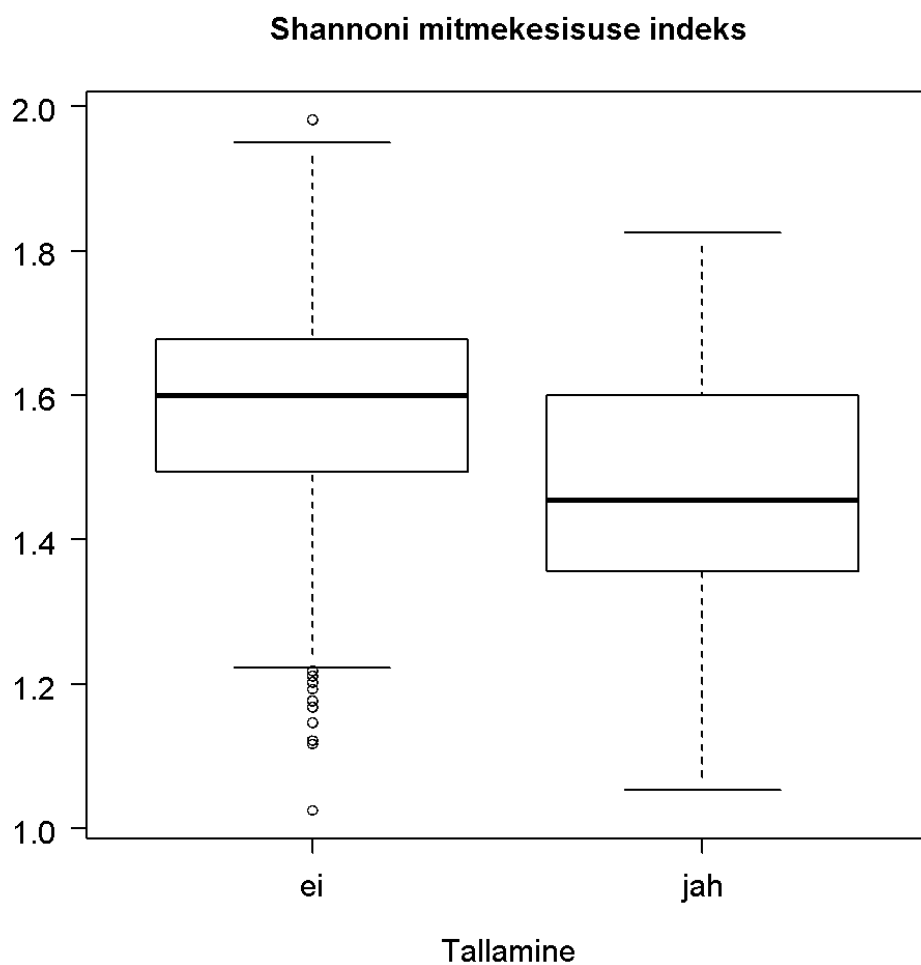
Tugevalt tallatud olid uurimisalal allruudud jalgte e ääres ja mõõdukalt tallatud jalgrattarada kirdepoolsete transektide kirdeosas. Tugevalt tallatavatel allruutudel ilmnes mõõdukas keskmise katvuse vähenemine (joonis 13) – tallamisõrnad liigid tõrjuti välja. Enamikult tugevalt tallatud allruutudelt tõrjuti välja kõrge- või keskmise kasvuga kuiva paluniidu liigid nagu *Helictotrichon pubescens* (aaskaerand), *Helictotrichon pratensis* (arukaerand) ja *Galium verum* (hobumadar). Oluliselt vähenes ka *Rumex thyrsiflorus* (aasoblika) ja *Veronica chamaedrys* (külmamailane) katvus. Liigi *Helictotrichon pratense* (arukaerand) esinemissagedus 58 tallamata allruudu järgi oli 8.2%, tallatud allruutudes liiki ei leitud – esinemissagedus 0.0%. Sarnaselt langes tallatud allruutudelt välja *Helictotrichon pubescens* (aaskaerand), kelle esinemissagedus 31 tallamata allruutudes oli 4.4%, tallatud allruutudes aga liiki ei leitud.

Tugeval tallamiskoormusel kaob ka kaitstav *Armeria maritima* subsp. *elongata* (roosa merikann) (Tabel 2). Kaitstavat *Pulsatilla pratensis* (aas-karukella) teadaolevalt tallataval alal varem ei kasvanud, liigi isendid kasvasid vaid rajast kaugemal kirde pool neljal allruudul.

Mõõduka tallamisega allruutudel ilmnas madalakasvuliste mitmeaastaste puhmikutena kasvavate taimeliikide *Pilosella officinarum* (harilik karutubakas ehk karvane hunditubakas), *Carex arenaria* (liivtarn) ja *Carex ericetorum* (nõmmtarn), aga samuti maapinnal kasvava sambliku *Peltigera canina* (koer-kilpsamblik) esinemissageduse ja katvuse suurenemine.

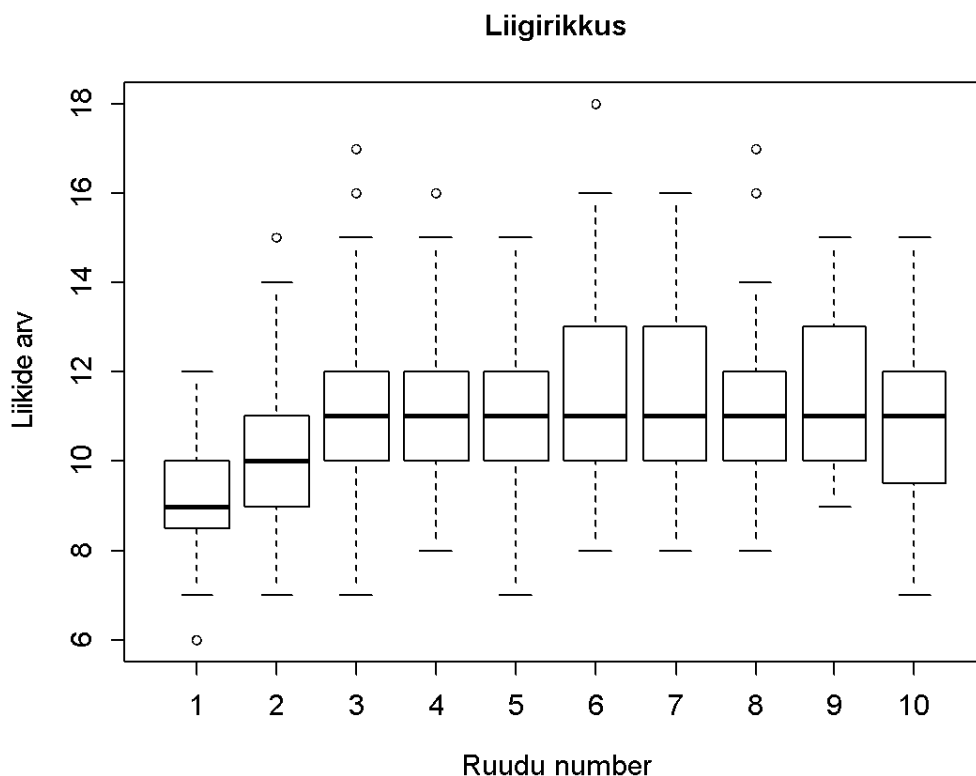
Mõõduka tallamisega allruutudel suurenes üheaastase taimeliigi *Trifolium arvense* (kassiristik) esinemissagedus ja katvus.

Tugevalt tallatavates allruutudes suurenes madalakasvuliste liikide *Poa annua* (murunurmikas), *Matricaria discoidea* (lõhnav kummel), *Leontodon autumnalis* (sügisene seanupp) ja *Polygonum arenastrum* (harilik linnurohi) esinemissagedus.



Joonis 11. Shannoni mitmekesisuse indeksi jaotus.

Joonis 11 toetab statistilise analüüsi tulemusi. Joonisel oleval y-teljel on kujutatud Shannoni indeksi väärtus ja x-telg iseloomustab tallamata ja tallatud ala. Dispersioonanalüüs näitas, et tallamise efekt on Shannoni mimekesisuse indeksi jaoks oluline ($p < 0,001$). Oluliselt väiksem on mitmekesisuse indeksi väärtus tallatud alal, kuid nii tallatud kui tallamata aladel on selle mediaan 1 ja 2 vahel, mis iseloomustab pigem madalat liikide mitmekesisust.

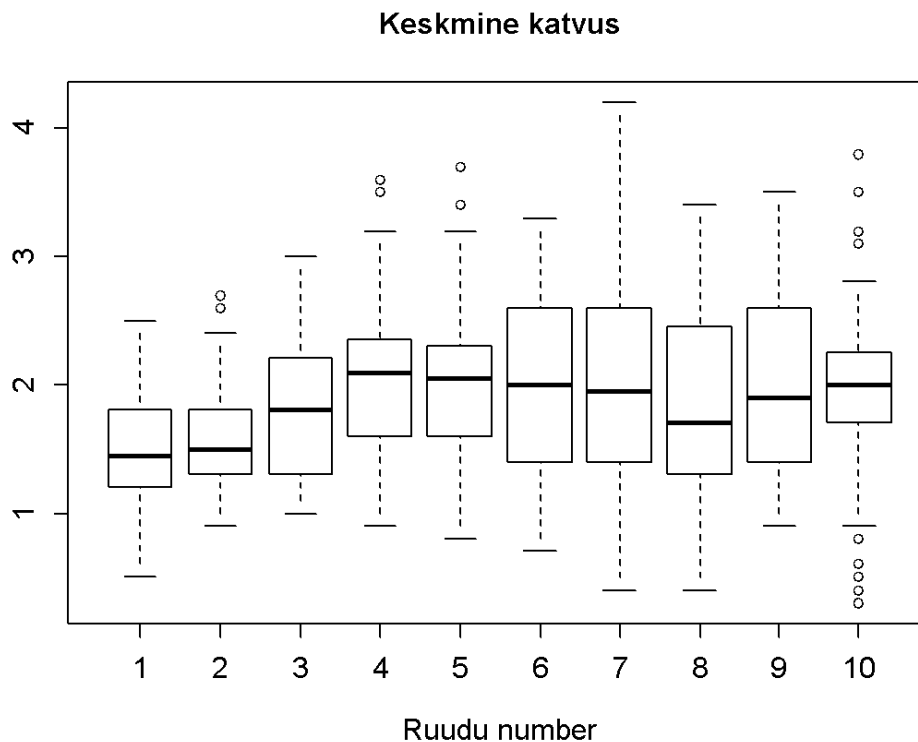


Joonis 12. Liikide arvu jaotus ruutude kaupa.

Joonis 12 kirjeldab liikide arvukust transektide prooviruutude lõikes. Joonisel oleval y-teljel on liikide arv ja x-teljel kõikide transektide prooviruutude number (vastavalt 8 transekti põhjapool ja 2 transekti lõunapool, igal transektil asus 10 prooviruutu mõõtmetega 1×1 m).

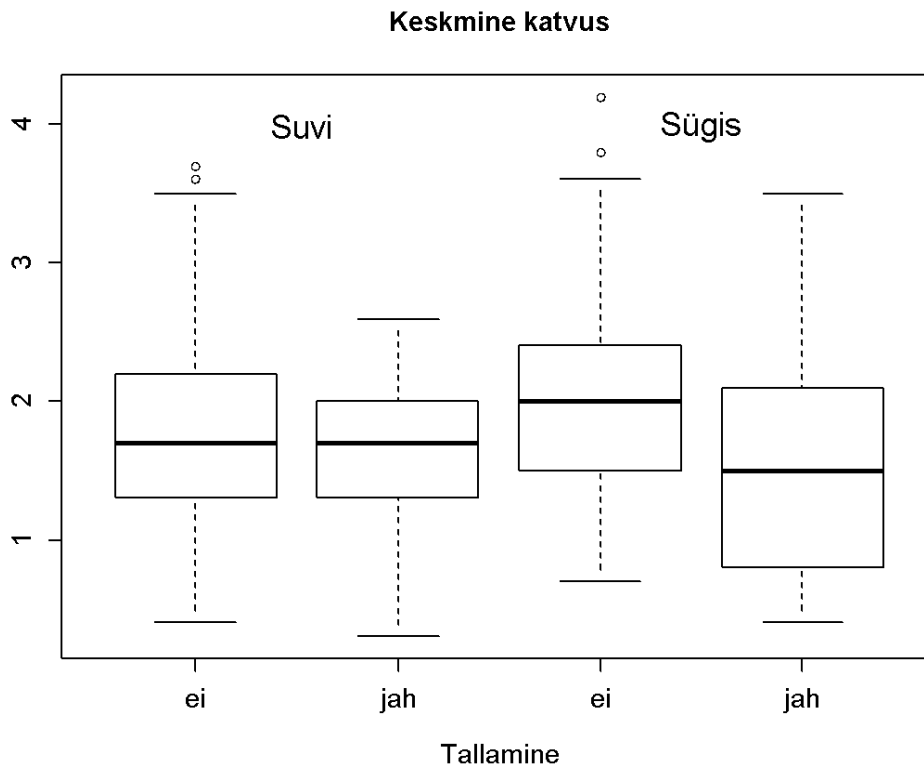
1. ja 2. prooviruudu liikide arv erineb teistest oluliselt. Tallamine mõjutab oluliselt jalgteeservast kuni 1,5 meetri kaugusel olevat kuiva paluniidu kooslust – selles piirkonnas väheneb tallataval alal liikide arv, muutub osade tüüpiliste dominantliikide keskmine katvus ning

suureneb muidu koolsuses väikese katvusega parema tallamistaluvusega liikide katvus. Tallamiskoormusest tulenev negatiivne mõju ulatub kuni 2,5 meetrini pinnastee servast. Kastid näitavad varieeruvust, kus 3., 4., 5. ja 8. prooviruut on väiksema varieeruvusega.



Joonis 13. Keskmise katvuse % jaotus prooviruutude kaupa.

Joonis 13 on analüüsitud keskmist katvust transektide prooviruutude lõikes. Joonisel oleval x-teljel on kõikide transektide prooviruutude number ja y- teljel on keskmise katvuse näitaja %. Uurimisalal tuvastatud tugevalt tallatavatel ruutudel nr 1 ja 2 keskmise katvuse vähenemist, kuid mõõduka tallamisega ruutudel nr 9 ja 10 jäi keskmise katvus sarnaseks tallamata ruutude keskmise katvusega.



Joonis 14. Keskmise katvuse % jaotus sesooniti (suvi, sügis) tallatud ja tallamata aladel.

Joonis 14 keskmise katvuse analüüsimine näitas, et tallamine suvel keskmist katvust usaldatavalt ei mõjuta. Sügisel on keskmine katvus tallamata alal võrreldes tallatava alaga 0,2 võrra kõrgem ($p < 0.0001$). Tallamise efekt täheldati suvel 29 (7.4%) ja sügisel 41 allruudul (10,5%).

Tabel 3. Tallamata ja tallatud alade indikaatorliikide olulisuse indeksid ja p-väärtused, (suvi ja sügis koos) (autori koostatud)

Tallamata alad		indVal.g	p-väärtus
<i>Veronica chamaedrys</i>	külmamailane	0,527	0,003
<i>Galium verum</i>	hobumadar	0,466	0,004
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	aasoblikas	0,358	0,027
<i>Hypericum maculatum</i>	kandiline naistepuna	0,332	0,034
<i>Cerastium arvense</i>	põld-kadakkaer	0,441	0,04

Tallatud alad			
<i>Peltigera canina</i>	koer-kilpsamblik	0,309	0,001
<i>Taraxacum officinale</i>	harilik võilill	0,543	0,001
<i>Carex ericetorum</i>	nõmmtarn	0,439	0,001
<i>Trifolium arvense</i>	kassiristik	0,381	0,001
<i>Poa annua</i>	murunurmikas	0,311	0,001
<i>Carex arenaria</i>	liivtarn	0,628	0,002
<i>Potentilla argentea</i>	hõbemaran	0,444	0,003
<i>Leontodon autumnalis</i>	sügisene seanupp	0,281	0,009
<i>Veronica spicata</i>	kassisaba	0,591	0,009
<i>Polygonum arenastrum</i>	harilik linnurohi	0,22	0,012
<i>Pilosella officinarum</i>	harilik karutubakas (karvane hunditubakas)	0,266	0,016
<i>Calamagrostis epigejos</i>	jäneskastik	0,258	0,023
<i>Scleranthus perennis</i>	hall kaderohi	0,161	0,028

Indikaatorliigid kajastavad tallamata ja tallatud alade seisundit. Tallatud aladel on indikaatoriks liigid, mille esinemissagedus suurenes ja tallamata aladel liigid, kellel oli koosluses tallamata alal oluliselt suurem esinemissagedus. Statistiliselt indikatiivset väärtust omav harilik vaarikas kui võsunditega leviv kõrgekasvuline ja kooslusele ebatüüpiline puittaim jäeti indikaatorliikide hulgast välja.

Tallatud ala indikaatoriliigid saab jagada kaheks: tugeva tallamise indikaatorliigid on *Taraxacum officinale* (harilik võilill), *Poa annua* (murunurmikas), *Potentilla argentea* (hõbemaran), *Leontodon autumnalis* (sügisene seanupp), *Polygonum arenastrum* (harilik linnurohi) ja *Calamagrostis epigejos* (jäneskastik); ülejäänud väljendavad sobivust mõõduka tallamisega.

3.2 Arutelu

Tallinna ühele suuremale rohealale, Lillepi parki, on tulevikus kavandatud loodus- ja keskkonnahariduslikud õpperajad. Lisaks plaanipärastele ja läbimõeldud radadele kaasneb rohealadel tihti külastajate hulga suurenemisel juhuslike lisaradade teke, mistõttu on oluline leida optimaalsed asukohad õpperadadele, suunates külastajad tallamiskindlamate aladele.

Kuivade paluniitude tallamise uuringuid teadaolevalt Eestis tehtud ei ole, uuritud on mitmete teiste taimekoosluste tallamisest põhjustatud kahjustusi.

Lillepi pargis oli võimalik pargi kirdeosas uurida tallamise mõju juhuslike lisaradade ümbruses, kaitsealuse taimeliigi *Armeria maritima* subsp. *elongata* (roosa merikanni) (III kaitsekategooria) kasvukohas. Paluniidu keskosa ja loodeserva läbisid 2008. a. esilagu vaid kitsad, u 0,5 m laiused rajad, mis laienesid kiiresti u 2,5 m laiuseks pärast Piritä Severi juurdeehituse valmimist. (Abner 2017 suulised andmed).

Lillepi pargis läbi viidud kuiva paluniidu uuringu tulemused näitavad, et tallamine mõjutab niidukooslust oluliselt juhusliku lisaraja ümbruses. Kuiva paluniidu koosluses muutub tallatavatel aladel tüüpiliste dominantsete liikide esinemissagedus. Esinemissageduse muutus on seotud liikide bioloogiliste iseärasustega. Liigil *Agrostis capillaris* (harilik kastehein) esinemissagedus nii tugevalt kui mõõdukalt tallatavates allruutudes suurenes, sest liik on hea tallamistaluvusega, samas on liik põuatundlik. (Saar 1995: 16). Hariliku kasteheina katvuse muutus nii tallatavatel kui tallamata allruutudel olenes vaatlusperioodi ilmastikust – suvel piisavate sademete korral oli tallatavatel allruutudel hariliku kasteheina katvus suurem (isegi kuni 85%) kui sügisel (enamikul ruutudel mitte rohkem kui 40%), kuna sügisesele vaatlusele eelnes põuaperiood. Liigi *Festuca rubra* (punane aruhein) esinemissagedus tallamise tulemusel vähenes nii tugevalt kui mõõdukalt tallatud allruutudes, mida kinnitasid murukatsetes saadud uurimused, kus selgus, et punane aruhein on põudataluv, kuid tallamisele vähe vastupidav (Saar 1995: 20) – nii suvel kui sügisel jäi tallatud allruutudel liigi katvus tavaliselt alla 20%, osadel tugevalt tallatud allruutudel vaid 3% juurde; tallamata allruutudel oli liigi katvus enamasti 40-60% vahel. Eksperimentaalkatses (1975-77) TBA-s 11 aasta vanusel punase aruheina-aasnurmika murul selgus, et tugev tallamiskoormus (2400 sammu nädalas 1 m²-le) põhjustas esimestel aastatel raudrohu, liblikõieliste jt kaheiduleheliste rohundite levikut, samal ajal

väheneb kõrreliste üldkatvus. Liikidevaheline proportsioon ei muutunud koormuse jaotumisest nädalas või päevas. (Saar 1991: 38).

Kogutud andmetest ja nende töötlustest ilmneb, et tallamise tulemusel väheneb paluniidu keskmine liigirikkus vähe. Kui tallamata allruutude keskmine liikide arv on 11, siis tallatud allruutudel 10. Kooslusest välja tõrjutavate tallamisõrnade liikide: *Aegopodium podagraria* (harilik naat), *Anthriscus sylvestris* (mets-harakputk), *Rumex acetosella* (väike oblikas), *Veronica chamaedrys* (külmamailane) asemele tulevad teised liigid, sagedamini *Taraxacum officinale* (harilik võilill) ja *Trifolium repens* (valge ristik).

Tugevalt tallatud allruutudelt kõrge- või keskmise kasvuga kuiva paluniidu liikide *Helictotrichon pubescens* (aaskaerand), *Helictotrichon pratensis* (arukaerand) ja *Galium verum* (hobumadar) väljatõrjumine on seotud taimede lehtede, varte ja generatiivsete osade otsese kahjustamisega tallamisel. Oluliselt väheneb ka *Rumex thyrsiflorus* (aasoblika) ja *Veronica chamaedrys* (külmamailane) katvus.

Mõõduka tallamisega allruutudel ilmnenu madalakasvuliste liikide: *Pilosella officinarum* (harilik karutubakas ehk karvane hundertubakas), *Carex arenaria* (liivtarn), *Carex ericetorum* (nõmmtarn) ja *Peltigera canina* (koer-kilpsamblik) esinemissageduse ja katvuse suurenemine on seotud tallamise käigus kõrgemakasvuliste rohttaimede katvuse vähenemisega ja madalate rohttaimede ning maapinnal kasvavate samblike jaoks valgustingimuste paranemisega.

Mõõduka tallamisega piirkonnas üheaastase taimeliigi *Trifolium arvense* (kassiristik) esinemissageduse ja katvuse suurenemine on seotud kõrgema kasvuga mitmeaastaste taimede konkurentsi vähenemisega tallamise tulemusel – kõrgemad taimed surutatakse tallamise käigus vastu maad ning nii paranevad valgustingimused, kuid tallamise käigus paljandub ka muld, mis parandab üheaastaste liikide seemnete kokkupuudet mullaga, samuti tallamine segab seemned mullaga, luues paremad tingimused seemnete idanemiseks.

Intensiivsem tallamine muutis kooslust sedavõrd, et tõi kaasa osade liikide kooslusest välja langemise.

Keskmise katvuse suvist vähest erinevust tallamata ja tallatud aladel (joonis 14), saab selgitada soodsate ilmastikutingimustega sh sademetega (autori märkus), kus tallatud ala taimestik sai kiiresti taastuda. Sügisel vaatlusel ilmnenud tallamata alade keskmise katvuse kõrgemat näitu võrreldes tallatud alaga saab selgitada põuaperioodiga (autori märkus), mis eelnes sügisesele vaatlusele, kus veepuuduse tõttu tallatud alade taimed ei suutnud enam taastuda.

Läbiviidud uuring näitab, et tallamisest tulenev mõju ulatub kuni 2,5 meetrini jalgteest servast, oluline mõju pinnastest servast on kuni 1,5 meetri ulatuses (joonis 12). Olulise mõjuga piirkonnas väheneb tallataval alal liikide arv, muutub osade tüüpiliste dominantliikide keskmine katvus ning suureneb koosluses väikese katvusega parema tallamistaluvusega liikide katvus. Kuni 1,5 m kaugusel rajast esineb sage juhuslik tallamine, millega kaasneb nii taimede vigastamine, mulla tihenemine ja jalgadega osade ruderaaltaimede, *Poa annua* (murunurmikas), *Matricaria discoidea* (lõhnav kummel), *Leontodon autumnalis* (sügisene seanupp) ja *Polygonum arenastrum* (harilik linnurohi) seemnete täiendav juurde toomine.

Kasvupaiga fragmenteerumise ohtu Lillepi pargi kuival paluniidul ei tuvastatud, sest u 2,5 m laiune jalgteest vaadeldud liikide seemnetele takistuseks ei ole.

Eestis, Tallinnas läbiviidud uurimuses tallamise mõju rohttaimekoosluste üldkatvusele, liigilisele koosseisule ja liikide katvusele kultuurkooslustes (murud, parginiit) ja looduslikes kooslustes (mets, puisniit) (Saar 1991: 36-42) rajati 1978-81 eksperimentaalkatse taimekoosluste tallamisele vastupidavuse uurimiseks 3 erineva intensiivsusega tallamisele (400, 100, 25 sammu 1 m² päevas). Selgus, et murukooslused muutusid jooksul tallamisele vastupidavamaks, looduslikud kooslused – metsa rohuline ja puisniidul muutusid tallamise suhtes tundlikumaks – tallamisõrnemaks. Pargilagendiku keraheina-punase aruheina kooslus (parginiidu rohustu kooslus) hakkas kolme aasta jooksul asenduma murukooslusega, puisniidu liigirikas lubika-angerpisti kooslus (assotsiatsioon) jäi väga hõredaks. 60 päeva pärast katse lõppu taastus taimestik ainult 30% ulatuses. Kadusid niidutaimed: *Asperula tinctoria* (värv-varjulill), *Melampyrum nemorosum* (harilik härghhein), *Vicia cracca* (harilik hiirehernes). Selgus, et mida hooldatum on haljasala seda vähem liike esineb, regulaarselt niidetud haljasaladel ulatus liikide arv 32-74-ni (keskmiselt 48 liiki), hooldamata aladel aga 118-ni (keskmiselt 65 liiki), mistõttu soovitatakse loobuda intensiivsest hooldamisest ja kujundada looduslikule rohumaaale sarnanev niidukoos (Saar 1991: 41). 1982-84 metsa alustaimestiku uurimuses selgus, et puhmastaimed

on vastupidavamad tallamisele kui varjulises kasvukohas kasvavad rohttaimed. Katses kasutati 25, 15, 5 sammu 1 m² päevas, koormuse kriteeriumiks oli päevade arv, mille jooksul rohurinde üldkatvus oli vähenenud poolele esialgsest. Saadi teada piirkoormused metsa kasvukohatüüpidele ja indikaatorliigid, kelle kadumine kooslusest näitab koosluse pöördumatut kahjustumist, nendeks olid: jänesekapsa-kuusikus – *Trientalis europaea* (laanelill), *Adoxa moschatellina* (muskuslill) ja *Anemone nemorosa* (võsaülane). Samblikumännikus – *Melampyrum nemorosum* (harilik härghlein), *Cladonia* spp. (porosamblikud), pohlamännikus – *Melampyrum nemorosum* (harilik härghlein), *Trientalis europaea* (laanelill). (Saar 1991: 40).

Sarnaseid liivmuldadel kujunenud niidukooslusi nagu Lillepi pargis uuritud kuiv paluniit, esineb Läänemere ääres mitmel pool, liigiline koosseis oleneb aga nii varasemast maakasutusest kui piirkondlikust omapäras. Saksamaal esindavad Eesti kuivade paluniitudega sarnaseid kuivad niidud liivadel (*Sandtrockenrasen*). Kuivade niitude koosluste hulgast Saksamaa põhjaosas vastab Lillepi pargi uuritud paluniidule kõige paremini nurmnelgi-roosa merikanni kooslus (Heidenelken-Graselken-Rasen – *Dianthus deltoides*-*Armeria elongata*). Alam-Saksimaal loetakse vabaaja veetmisest tingitud isetekkelisi radu ohuks kuivadele niidukooslustele (Niedersächsische Strategie...2011: 6). Saksamaa siseosas Elbe oru vanadel taimestunud luidete taimkatte uuringus (Schutzwürdigkeit...2001: 54–55) on kirjeldatud nurmnelgi-roosa merikanni kooslust *Dianthus-Armeria* kui kõikjal väikesepindalist, mõõdukalt liigirikast (keskmine soontaimede liikide arv koosluses 27), mis paikneb teiste kuiva niidu koosluste vahel peamiselt liivaküngastel. Tüüpilised taimed *Dianthus arenaria* (nurmnelk), *Armeria elongata* (roosa merikann), *Galium verum* (hobumadar), *Hypochoeris radicata* (püsk-pörsashein), *Rumex acetosella* (väike oblikas), *Cerastium arvense* (põld-kadakkaer), *Ranunculus bulbosus* (mugultulikas) jt (Schutzwürdigkeit...2001: 54–55). Võrreldes Lillepi pargi uuringuala kuiva paluniidu koosluse liikide üldarvu ja Elbe jõe keskjooksul nurmnelgi-roosa merikanni koosluse liikide arvu, siis Lillepi pargi suurem soontaimeliikide arv (72) on põhjendatav servaeefektiga, sest Lillepi pargi paluniidul kasvab ka metsataimi.

Tallamise soodustavat mõju mõne taimeliigi levikule on täheldatud ka Saksamaa lõunaosas happelistel muldadel kujunenud niitudel (f = niiskete kasvukohtade liigid): *Nardus stricta*, *Spergularia rubra*, *Plantago major*, *Lolium perenne*, *Leontodon autumnalis*, *Poa annua* (f),

Trifolium repens (f), *Juncus tenuis* (f), *Juncus squarrosus* (f), *Rorippa sylvestris* (f), *Carex hirta*, *Cynosurus cristatus* (Lebensraumtyp Bodensaure...1996: 197). Neist Saksamaal tallamist taluvatest liikidest on Lillepi pargi kuiva paluniidu raja servas tugevalt tallataval alal esindatud *Plantago major* (suur teeleht), *Leontodon autumnalis* (sügisene seanupp), *Poa annua* (murunurmikas), *Trifolium repens* (valge ristik) ja *Carex hirta* (karvane tarn).

Mitmed uurijad on tegelenud tallamisest tuleneva koormuse väljaselgitamisega puhkealadel ning on leidnud, et inimeste juhuslik mitteametlikel radadel tallamine mõjutab mitmeti ümbritsevat taimestikku jalgsi liikumisel ning mõjud on seda suuremad mida rohkem ja intensiivsemalt tallatakse (McClelland 1993; Malmivaara *et al.* 2002; Godefroid, Koedam 2004; Wimpey, Marion 2010; Hamberg *et al.* 2010b) ning rattaga sõidetakse (Pickering *et al.* 2010), samuti mõjutab taimestiku kadu maa-alade suurus ning killustumine (Van Dorp *et al.* 1997; Malmivaara *et al.* 2002; Van Herzele, Wiedemann 2003) ja servaaladel muundumine naaberkooslusteks (Van Dorp *et al.* 1997; Godefroid, Koedam 2004; Hamberg *et al.* 2008, 2010b) ning ka erinev maakasutusviis (Godefroid, Koedam 2004; Pickering *et al.* 2010; Queiroz *et al.* 2014) ning erinevate koosluste koormustaluvus (Cole 1995; Malmivaara *et al.* 2002; Van Herzele, Wiedemann 2003; Godefroid, Koedam 2007).

Kirjandusest on selgunud, et koormustavuse väljaselgitamiseks on parimaks meetodiks eksperimentaalkatsed erinevates kasvukohatüüpides (Cole 1995) sh parkides (McClelland 1993). Käesolev uurimus keskendus juhuslikust tallamisest tulneva mõju uurimisega sh rattaradadest (Pickering *et al.* 2010) tingitud koormusega ning seda linnakeskkonnas. Soomes, Helsingis (Malmivaara *et al.* 2002) erinevate kasutusega maa-aladel nii kesklinna kui äärelinna aladel Lõuna-Soomes Vantaa, Tuusula, Sipoo linnametsades (Hamberg *et al.* 2010b) selgus, et linnametsas jäid rohurindes kasvama intensiivsel tallamisel vaid üksikud kõrrelised. (Malmivaara *et al.* 2002: 374). Läbiviidud uurimuskatsetes saadi teada indikaatorliigid ning liigid, kes on tallamiskindlad ning tallamisõrnod. Uuringutest selgus, et erinevad keskkonnatingimused, erinevad kasvukohad ning samuti elupaikade kvaliteet mõjutavad oluliselt taimede vastupanuvõimet lisaks inimeste arvule kindlal maa-alal ning et taastumiseks võib kuluda aastaid. (Malmivaara *et al.* 2002; Roovers *et al.* 2004).

Lisaradade tekkimisel ei osata arvestada taimestiku vastupanuvõimet, mida teadusuuringutes on põhjalikult uuritud eksperimentaalkatsete läbi ning leitud, et teadmatusest tekkinud

külastajate (*visitor-created*) rajad esiteks muudavad elupaiku ja veerežiimi, sest muld tiheneb ning taimedel ei ole võimalik toitaineid omastada ning seemnete levik on piiratud. Lisaks tuuakse tallamisega kasvukohtadesse ruderaalseid liike ning ka taimepatogeenide levik aitab kaasa liigilise koosisu muutustele. (Godefroid, Koedam 2004; Pickering *et al.* 2010; Habibullah *et al.* 2016). Teiseks on lisarajad maastikus planeerimatult juhuslikes kohtades, mis on tundliku taimestikuga (Wimpey, Marion 2010) nagu on näha ka käesolevas uuringus, kus tallamata ja tallatud alade võrdluses selgus taimede vastupidavus ja kadu.

Koosluse muutumist isetekkelistel radade läheduses, nagu ka Lillepi pargi kuival paluniidul ilmnas, on täheldanud ka teised uurijad. Künklikul maastikul võivad isetekkelised rajad põhjustada pideva tallamise tagajärjel mulla erosiooni ja muutusi elupaikades ning pikemas perspektiivis võivad põhjustada eluslooduse kadumist, väidet toetab Wimpey ja Marion (2010) poolt läbi viidud uuring. Killustumine ja tallamine võivad muuta põhjalikult ökosüsteeme ka uuritud alal, mõjuulatusega lähiumbrusesse, kuna on leitud, et mõõdukas tallamine loob sobivad elupaigad pioneerliikidele ja intensiivse ja kauakestva tallamise tulemusel hävivad ka kõige tallamiskindlamad liigid ning järk-järgult väheneb taimkatteta avatuks jäänud maa-aladel huumuskiht ning taimede poolt kaitsmata maa-ala on avatud erosioonile. Alasid on taastatud geotekstiiliga ning rohttaimede- ja muruliikide külvamisega, mis aga suurendab majanduskulusid. (Malmivaara *et al.* 2002).

Lillepi pargis avaldus mõõdukas tallamine kuival paluniidul juhusliku ja lühiajalise rattarajana uuringuala kirdeosas transektide 7–10 viimastel prooviruutudel. Mõõdukas tallamine soodustas valguslembeste madalakasvuliste mitmeaastaste puhmikutena kasvavate taimeliikide *Pilosella officinarum* (harilik karutubakas ehk karvane hunditubakas), *Carex arenaria* (liivtarn) ja *Carex ericetorum* (nõmmtarn), aga samuti maapinnal kasvava sambliku *Peltigera canina* (koer-kilpsamblik) esinemissageduse ja katvuse suurenemist.

Sage rattasõit väljapool ametlikke radu on uurijate poolt loetud taimestikku kahjustavaks. Pickering *et al.* (2010) uurimistöödest Ameerika Ühendriikide ja Austraalia kaitsealadel selgub, et mõjud taimestikule, pinnasele ja radadele on matkamise ning mägirattasõidu puhul sarnased, erinevused võivad olla raskusastmes. Maastikuratta spetsiifilised mõjud hõlmavad libisemise tagajärjel tekkinud pinnase ja taimestiku kahjustusi ning loata rattaradadel hüpete, sildade jm tehnilisi ehitisi. Täheldati taimede kahjustusi,

taimestiku kõrguse- ja biomassi vähenemist ning liigilise koosseisu muutusi, umbrohtude ja taimepatogeenide levikut ning samuti uute mitteametlike radade loomist.

Wimpey ja Marion (2010) uuringu tulemustele tuginedes saab väita, et ametlike jalgteede rajamisel (teadlikul planeerimisel) ja hooldamisel püütakse teadlikult keskkonnale võimalikult vähe kahju teha ja arvestada koosluse antropotolerantsust. Seetõttu on väga oluline isetekkeliste radade vältimiseks leida õpperaja eesmärgi täitvate õppepunktide juurde ligipääsetavus optimaalse raja planeerimise kaudu/ läbi ning looduskeskkonna teed katta puukoore multšiga (autori märkus), mis aitab ka visuaalselt hoida külastajaid radadel ja põhiteedel kasutada killustikku. (Abner 2004: 2). Õpperaja rajamine ettenähtud piirkondadesse aitab hoida külastajaid teedel ja radadel ning seeläbi mõjutada positiivselt pargi elurikkust. Kuna väärtuslikest kooslustest kasvab Lillepi pargi tallamata alal *Armeria maritima* subsp. *elongata* (roosa merikann) ja *Pulsatilla pratensis* (aas-karukell), kasvavades pargi avatud niiduala looduslikumatel servaaladel ning kaitsealuste taimede kasvukohtade hooldus ja kasutus on rangelt reguleeritud, tuleb kavandatavad loodusõpperajad suunata teadlikult kaitsealuste liikide kasvukohast eemale.

Läbitöötatud teaduskirjandusele ja uurimistulemustele toetudes saab väita, et matkaraja, sh õpperaja rajamine aitab kaasa kohalike ja turistide huvide rahuldamisele ja looduskeskkonna kaitsele. Raja teekattematerjal on oluline mõjutaja ümbritsevate taimeliikidele, osad liigid on seotud kindla pinnakattematerjali tüübiga ning teede olemasolu põhjustab ruderaalsete liikide levimist. (Godefroid, Koedam 2004). Väga oluline on, et jätkusuutlikuks linnaplaneerimiseks arvestatakse maastikuökoloogia eripäradega. Näiteks Antropi (2000) uuringust selgub, et linnaplaneerimise protsessis maastikuökoloogia tähelepanuta jätmisel võivad elupaigad kergesti killustuda fragmenteeruda ning jääda ebapiisavaks ja piiratuks oma väiksuse tõttu ning ei ole enam toimivad ökosüsteemid. Tallinna külastatavus suureneb järk- järgult ja Tallinna elanikkond kasvab iga aastaga, millest tulenevalt on surve Tallinna rohealadele suur. Külastuskoormust saab hajutada kui suunata looduse vaatlejad ettenähtud loodusradadele, ratturid rattateedele, liikumise harrastajad tervisespordiradadele ja seiklushimulised seiklusradadele.

Tänapäeva infotehnoloogia on loonud uued, kiiremad võimalused info edastamiseks. Seda toetab Bock 2015; Hall 2017 uuring, milles selgub, et IKT kiire areng võimaldab külastajal

planeerida oma teekonda jooksvalt reaajas, olles pidevalt kursis sihtkoha kohalike vaatamisväärsustega. Internetist leitav info on oluline tegur külastuskoormuse kujunemisel. sh hajutamisel. Seetõttu on oluline uudsete IT-lahendustega loodusõpperadade planeerimine linnaosa(de) rohealadele, kuna külastajaid on võimalik suunata soovitud radadele, hajutades seeläbi külastuskoormust. Samuti on selgunud, et ettevalmistatud rajad, arvestades erinevate piirkondade eripära, on üks meede jätkusuutlikuks turismiks ning teisalt on juba sajand tagasi nimetatud turisti kui looduse ja piirkonna mittetundjat kellele on tarvis ettekirjutusi loodusosal käitumise kohta.

Kui õpperajad asuvad kodukoha või õppeasutuste (183) (Tallinna koolide...2021; Tallinna lasteaedade...2021) vahetus läheduses haljasalal või pargis koos loodus- ja keskkonnavalase teabega, annab see võimaluse varases eas omandada teadmised loodusest ning seeläbi kujundada looduses käitumist. Samuti enda suhestumisest loodusega, andes eluks vajalikud teadmised loodussuhete kohta, mida rakendada oma igapäevaelus. On teada, et kodukoha vahetus läheduses, 300 m kaugusel rohealast elades, külastatakse rohealasid tihedamini ja seetõttu viibitakse tervistavas keskkonnas rohkem. Informatiivsete õpperadade loomine kodukoha või õppeasutuste vahetusse lähedusse linna rohealadel – parkides ja haljasaalidel, aitab looduse tundmisele ja väärtushinnangute kujunemisele kaasa igapäevaselt k.a iseseisvalt. Õues liikumine ja samal ajal teadmiste omandamine koos õuesõppega toetab jätkusuutlikku elustiili. Õppeasutuste vahetus läheduses teadmiste omandamine aitab kaasa õuesõpet ressursisäästlikult läbi viia. Samuti annab see võimaluse kõikidele (piirkonna) külastajatele sh turistile linnalooduse mitmekesisusega tutvumiseks, samal ajal hajutades ülekoormatud piirkondi. Vanalinna Bastioni pargid on külastatavad kohad, kuid linna teised haljasalad ei ole vähem tähtsad, vastupidi, kuid ka nende tähtsust ja olulisust tuleb esile tõsta.

Kuna Tallinna külastatavus tõuseb, siis on hea ennetavalt hajutada külastuskoormust. On näha, et iga uue õpperajaga tõuseb külastatavus juba huvist looduse vastu, kus samuti soovitakse omandada teadmisi külastatava piirkonna kohta kuna soovitakse kogemusi, uusi elamusi ning vabas õhus liikumise tervistav mõju on muutumas aina olulisemaks, mistõttu on vajadus ettenägelikult need kaunid looduspaigad – külastamiseks mõeldud haljas- ja rohealad varustada informatiivse teabega – looduse, ajaloo ja keskkonnavalase infoga, andes parima võimaluse nn platvormi keskkonnahariduse edendamiseks, aidates kaasa keskkonnateadlikkuse tõusule elanikkonna seas ja kogu ühiskonnas. Iga liik on oluline tänapäeva bioloogilise mitmekesisuse

kiiretempolise hävimise tendentsis ning haridus ja seeläbi haritus on ainus pääsetee elurikkuse säilitamiseks. Loodus- ja keskkonnahariduse teadlikkuse tõstmine peab olema eesmärk tänapäevases ühikonnas liikide kaitsel ja säili(ta)misel.

KOKKUVÕTE

Uurimistöös selgitati koormustaluvuse mõju pargiala paluniidukooslusele, kuna paluniidud ja palumetsad hõlmavad Lillepi pargis u ½ pindalast ja on külastatavuselt eelistatud niisketele ja liigniisketele kooslustele. Selleks teostati kaitsealuses Lillepi pargis kuiva paluniidu koosluses transektmeetodil taimestiku vastupidavuse uuring kahel korral vegetatsiooniperioodi jooksul (juuli, september), hinnates muutusi alustaimestikis mitmetest antropogeensetest häiringutest tulenevalt.

Lillepi pargi niidualadel viidi läbi geobotaaniline analüüs kuival paluniidul ja botaaniline inventuur niiskel pärisaruniidul. Mõlemal niidualal on koostatud liiginimekirjad, välja toodud lisas (lisa 3, lisa 4), mis on täiendavaks informatiivseks materjaliks õpperaja väljatöötamisel piirkonna tutvustamiseks. Kuival paluniidul viidi läbi tallamiskoormuse uuring juhusliku tallamisest tingituna, et teada saada millised antropogeensed tegurid mõjutavad liigirikkust, millised taimed on tallamise suhtes vastuvõtlikumad, et suunata õpperada tallamisele vastupidavamale alale. Niiskel pärisaruniidul uuriti taimkatte vastavust tüüpilisele aruniidu kooslusele, eesmärgiga teada saada kasvukoha liikide mitmekesisust.

Lillepi pargis läbi viidud kuiva paluniidu uuringu tulemustes selgus, et tallamine mõjutab niidukooslust juhusliku lisaraja ümbruses oluliselt. Tugevalt tallatavatel aladel väheneb tüüpilisel dominantsel liigil *Festuca rubra* (punane aruhein) esinemissagedus ja keskmine katvus, kuid liigil *Agrostis capillaris* (harilik kastehein) muutuvad esinemissagedus ja keskmine katvus vähe. Paluniidu keskmine liigirikkus väheneb tallamise mõjul vähe, vaid ühe liigi võrra. Tallamisest tulenev mõju ulatub kuni 2,5 meetrini pinnastee servast, oluline mõju ulatub kuni 1,5 m. Olulise mõjuga piirkonnas väheneb tallataval alal liikide arv. Enamikult tugevalt tallatud allruutudelt tõrjuti välja kõrge- või keskmise kasvuga kuiva paluniidu liigid *Helictotrichon pubescens* (aaskaerand), *Helictotrichon pratense* (arukaerand) ja *Galium verum* (hobumadar). Oluliselt väheneb ka liikide *Rumex thyrsiflorus* (aasoblikas) ja *Veronica chamaedrys* (külmamailane) katvus. Tugevalt tallataval alal väheneb tüüpiliste paluniidu liikide: *Galium verum* (hobumadar), *Rumex thyrsiflorus* (aasoblikas) ja *Veronica chamaedrys* (külmamailane) keskmine katvus ning suureneb koosluses väikese katvusega parema

tallamistaluvusega liikide katvus. Nii suureneb tugevalt tallatavates allruutudes madalakasvuliste liikide *Poa annua* (murunurmikas), *Matricaria discoidea* (lõhnav kummel ehk ubinhein), *Leontodon autumnalis* (sügisene seanupp) ja *Polygonum arenastrum* (harilik linnurohi) esinemissagedus. Mõõduka tallamisega allruutudel ilmneb madalakasvuliste mitmeaastaste puhmikutena kasvavate taimeliikide *Pilosella officinarum* (harilik karutubakas ehk karvane hunditubakas), *Carex arenaria* (liivtarn) ja *Carex ericetorum* (nõmmtarn), aga samuti maapinnal kasvava sambliku *Peltigera canina* (koer-kilpsamblik) esinemissageduse ja katvuse suurenemine. Kasvupaiga fragmenteerumise ohtu Lillepi pargi kuival paluniidul ei tuvastatud, sest u 2,5 m laiune pinnastee vaadeldud liikide seemnetele takistuseks ei ole. Intensiivsem tallamine muutis kooslust sedavõrd, et tõi kaasa osade liikide kooslusest välja langemise.

Kuiva paluniidu tallatud aladel on indikaatoriks liigid, mille esinemissagedus suurenes ja tallamata aladel liigid, kellel oli koosluses tallamata alal oluliselt suurem esinemissagedus. Tallamata alade indikaatorliikideks osutusid: *Veronica chamaedrys* (külmamailane), *Galium verum* (hobumadar), *Rumex thyrsiflorus* (aasoblikas), *Hypericum maculatum* (kandiline naistepuna) ja *Cerastium arvense* (põld-kadakkaer). Tugevalt tallatud ala indikaatorliigid on: *Taraxacum officinale* (harilik võilill), *Poa annua* (murunurmikas), *Potentilla argentea* (hõbemaran), *Leontodon autumnalis* (sügisene seanupp), *Polygonum arenastrum* (harilik linnurohi), ja *Calamagrostis epigejos* (jäneskastik). Mõõduka tallamisega ala indikaatorliigid on: *Carex ericetorum* (nõmmtarn), *Trifolium arvense* (kassiristik), *Carex arenaria* (liivtarn), *Veronica spicata* (kassisaba), *Pilosella officinarum* (harilik karutubakas ehk karvane hunditubakas), *Scleranthus perennis* (hall kaderohi) ja *Peltigera canina* (koer-kilpsamblik).

Käesolev töö on jätkuks teoreetiliselt loodud õpperadade (Petser 2008) toetuseks, kus Lillepi pargi rohumaakoosluses läbiviidud uurimused andsid aluse õpperadade loomiseks piirkondadesse mis taluvad inimsurvet koormuseni, mil on tagatud taimestiku resistentsus ja reproduktsioon. Võeti arvesse, et tagatud on kaitsealuste liikide kasvukohad ning kaitsealuses pargis ei vaesestataks looduskeskkonda. Töö autor hindas uuringu käigus planeeritavatele õpperadadele eeldatavat tallamismõju Lillepi pargi niidukooslusele juhusliku tallamise tulemuste järgi transektmeetodil.

KASUTATUD KIRJANDUSE LOETELU

- Abner, O.** (2004). Arvamus Rummu tee ja Kose tee vahelise detailplaneeringu golfiradade, kergliiklusteede ja jooksuradade paigutusest ning olemasoleva kõrghaljastuse säilitamisest. *Ekspertarvamus*. Tallinn. TBA.
- Abner, O.** (2013). Lillepi pargi ja lähiala puittaimestiku haljastuslik hinnang. *Ekspertarvamus*. Tallinn. TBA.
- Abner, O.** (2017). Niidutaimestiku osaline inventuur Lillepi pargi golfirajale, suulised andmed.
- Alamets, K.** (2021). Tallinna turismitrendid 2018. Visit Tallinn. Kirjavahetus, suulised andmed.
- Amos, D.** (1. veebruar 2017) Eesti loomingulise turismi sihtkohaks. – *Äripäev*. [e-ajaleht] <https://www.aripaev.ee/arvamus/2017/02/01/eesti-loomingulise-turismi-sihtkohaks-edukas-eesti> (29.03.19).
- Antrop, M.** (2000). Changing patterns in the urbanized countryside of Western Europe. – *Landscape Ecology*, No. 15, pp. 257-270.
- Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon. (vastu võetud 05.06.1992. RT II 1994, 13, 41). – *Riigi Teataja* <https://www.riigiteataja.ee/akt/12918700> (15.07.20).
- Bock, K.** (2015). The changing nature of city tourism and its possible implications for the future of cities. – *European Journal of Futures Research*, 3:20.
- Bourdeau, L., Gravari-Barbas, M., Robinson, M.** (2016). World Heritage, Tourism and Identity: Inscription and Co-production. *Heritage, Culture and Identity*. Length 290 pages. [on-line] <https://www.book2look.com/embed/9781134784585>.
- Cole, D. N., Bayfield, N. G.** (1993). Recreational trampling of vegetation: standard experimental procedures. - *Biological Conservation*. Vol. 63, No. 3, pp. 209-215.
- Cole, D. N.** (1995). Experimental trampling of vegetation. I. Relationship between trampling intensity and vegetation response. - *Journal of Applied Ecology*. Vol. 32, pp. 203-214.
- De Cáceres, M., Legendre, P.** (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*. Vol. 90, pp. 3566-3574.
- EELIS. Eesti Looduse infosüsteem. Lillepi park. KLO1200594. Keskkonnaagentuur. [veebileht] https://infoleht.keskkonnainfo.ee/default.aspx?state=5;-754447606;est;eelisand;;&comp=objresult=ala&obj_id=-1976200704. (18.03.21).
- EELIS. Eesti Looduse infosüsteem. Varsaallika oja. VEE1093700. Keskkonnaagentuur. [veebileht] https://infoleht.keskkonnainfo.ee/default.aspx?state=6;68547593;est;eelisand;;&comp=objresult=veekogu&obj_id=447193139. (18.03.21).

- Eesti elanike keskkonnateadlikkuse uuring. (2020). Keskkonnaministeerium. Turu-uuringute AS., TLÜ. [veebileht] https://www.envir.ee/sites/default/files/ASO/2020_keskkonnateadlikkuse_uuring.pdf (26.01.21)
- Eesti uue põlvkonna lairibavõrgu arendusvisioon. (2009). Eesti Infotehnoloogia ja Telekommunikatsiooni Liit (ITL). [veebileht] <https://www.elasa.ee/wp-content/uploads/Eesti-lairiba-arendusvisioon.pdf> (10.08.19).
- ELi bioloogilise mitmekesisuse strateegia aastani 2020. Euroopa Liit, 2011. [veebileht] https://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/biodiversity_2020/2020%20Biodiversity%20Factsheet_ET.pdf (15.07.20).
- Euroopa Roheline Pealinn 2020. (2019). Linna tutvustus ja taust. Application Form for the European Green Capital Award 2020. Linna tutvustus ja kontekst Viimati muudetud 21.10.2019 (2002-2021) © Tallinn [veebileht] <https://www.tallinn.ee/est/keskkond/Euroopa-roheline-pealinn-2020> (03.09.20).
- European Capital of Smart Tourism. (2019). [veebileht] <https://smarttourismcapital.eu/> (18.03.21).
- Fakte Tallinnast 2020. Viimati muudetud 26.03.2021 (2002-2021) ©. Tallinn. Tallinna Ettevõtlusamet. [veebileht] <https://www.tallinn.ee/est/ettevotjale/Fakte-Tallinnast> (28.04.21).
- Fahrig, L.** (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. – *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematic*. Vol. 34, pp. 487-515.
- Godefroid, S. ja Koedam, N.** (2004). The impact of forest paths upon adjacent vegetation: effects of the path surfacing material on the species composition and soil compaction. – *Biological Conservation*. Vol. 119, pp. 405-419.
- Godefroid, S. ja Koedam, N.** (2007). Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. – *Landscape Ecology*. Vol. 22, pp. 1227-1239.
- Habibullah, N.S., Din, B.H., Chong, C.W. and Radam, A.** (2016). A Cross-Country Analysis on the Impact of Tourism on Threatened Plant Species. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*. Vol. 224, pp. 14-19.
- Hall, N.** (2017). Innovation in Tourism through Digitalisation for Competitive Growth of the Sector. – *Proceedings of the 16th European Tourism Forum. 18-19.10.2017 in Tallinn, Estonia. Published on: 15/09/2017.* (Digital Tourism Think Tank), pp. 45. [veebileht] https://ec.europa.eu/growth/content/european-tourism-forum-%E2%80%93-18-19-october-2017-tallinn-estonia_et (15.02.19).
- Hamberg, L., Lehvävirta, S., Malmivaara-Lämsä, M., Rita, H. ja Kotze, D. J.** (2008). The effects of habitat edges and trampling on understorey vegetation in urban forests in Helsinki, Finland. – *Applied Vegetation Science*. Vol. 11, pp. 83-98.
- Hamberg, L., Fedrowitz, K., Lehvävirta, S., & Kotze, D. J.** (2010a). Vegetation changes at sub-xeric urban forest edges in Finland – the effects of edge aspect and trampling. *Urban Ecosystems*. Vol. 13, pp. 583-603.

- Hamberg, L., Malmivaara-Lämsä, M., Lehvävirta, S., O'Hara, R. B. ja Kotze, D. J.** (2010b). Quantifying the effects of trampling and habitat edges on forest understory vegetation - a field experiment. – *Journal of Environmental Management*. Vol. 91, pp. 1811-1820.
- Henno, I., Raus, R.** (toim). (2015). Koolitusmaterjalide kogumik mitteformaalse keskkonnahariduse spetsialistidele. Tallinn: Keskkonnaamet. [veebileht] https://keskkonnaharidus.ee/sites/default/files/inline-files/Kogumik_mitteformaal.pdf (22.04.21)
- Hurt, E., Karoles, K., Maran, K., Sepp, K., Vendla, V.** (2009). Koormustaluvuse hindamise meetoodika kaitsealadel seoses nende rekreatiivse kasutamisega. Tartu: EMÜ. 35 lk. Loetud aadressil <http://www.vvvs.ee/failid4/Koormustaluvuse%20METOODIKA.pdf> (12.12.18).
- Ingerpuu, N., Vellak, K.** (1998). Eesti sammalde määraja. Eesti loodusfoto. 240 lk.
- Järv, O., Silm, S., Ahas, R.** (koost.) 2006. Tallinna rohealade külastatavus ja külastajate hinnangud. Teemaplaneering Tallinna rohealad. Taustauuring. Tartu Ülikool, Geograafia Instituut. Tartu. 79 lk. [veebileht] <https://www.tallinn.ee/est/ehitus/Tallinna-rohealad> (29.01.20).
- Kaaret K., Nöges., K., Peterson. K.** (2020). Seitsme Euroopa roheline pealinna võrdlus: lävendtegevused ja initsiatiivid. SEI Tallinn, 2020, 51 lk. [veebileht] <https://cdn.sei.org/wp-content/uploads/2020/12/seitsme-euroopa-rohelise-pealinna-vordlus.pdf>. (22.03.21).
- Kaitsealuste parkide, arboreetumite ja puistute kaitse-eeskiri. (2006). (vastu võetud 03.03.2006, nr 64, muudetud, viimati jõustunud 28.05.2015). RT I 2006, 12, 89; RT I, 30.05.2015, 5 - *Riigi Teataja* <https://www.riigiteataja.ee/akt/130052015008> (20.12.2020).
- Karoles, K., Maran, K.,** (2008). Metsapuhkuse keskkonnamõjud nõuavad uurimist. – *Eesti Mets*. Nr. 3. [e-ajakir] http://www.loodusajakiri.ee/eesti_mets/artikkel834_813.html (18.06.16).
- Keskkonnahariduse ja -teadlikkuse tegevuskava 2019-2022. (2018) Haridus- ja teadusministeerium. Keskkonnaministeerium. [veebileht] <https://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/keskkonnateadlikkus/keskkonnahariduse-ja-teadlikkuse-tegevuskava-2019-2022> (22.04.21).
- Keskkonnaportaali. [veebileht] <https://keskkonnaportaali.ee/register> (20.05.21).
- Kaitsealuste liikide leiukohad:
(Armeria maritima subsp. *elongata*) roosa merikann (KLO9312176)
 Kaitsealuste liikide leiukohad: (*Pulsatilla praetensis*) aas-karukell (KLO9321451)
 Kaitstavad loodusobjektid: Lillepi park KLO1200594
 Veekogud: Varsaallika oja VEE109370
- Keul, A.** (2013). Finding power in nature tourism. – *ScienceDirect. Political Geography*. Vol. 33, pp. 63-65.
- Krall, H.** (1973). Rohumaataimede tõusmed. Tallinn. Valgus. 196 lk.
- Krall, H., Pork, K., Aug, H., Püss, O., Rooma, I., Teras, T.** (1980). Eesti NSV looduslike rohumaade tüübid ja tähtsamad taimekooslused. Eesti NSV Põllumajandusministeeriumi Informatsiooni ja Juurutamise Valitsus, Tallinn.
- Krall, H., Kuk, T., Kull, T., Kuusk, V., Leht, M., Oja, T., Reier, Ü., Sepp, S., Zingel, H., Tuulik, T.** (2008). Eesti taimede määraja. Eesti Loodusfoto. 448 lk.

- Lamesoo, K., Ader, A., Sillak, S., Kont, H., Pärtelsohn, R., Korman, K.** (2016). Teema “Keskkond ja jätkusuutlik areng” ja teiste läbivate teemade rakendamine üldhariduses. Tartu Ülikool Haridusuuenduskeskus. Haridus- ja Teadusministeerium. [veebileht] https://www.envir.ee/sites/default/files/uuringu_roki_labiva_teema_keskkond_ja_jatkusuutlik_areng_rakendamisest_formaalhariduses_loppraport_2017_002.pdf (10.01.21).
- Lanki, T., Siponen, T., Ojala, A., Korpela, K., Pennanen, A., Tiittanen, P., Tsunetsugu, Y., Kagawa, T., Tyrväinen, L.** (2017). Acute effects of visits to urban green environments on cardiovascular physiology in women: A field experiment. – *Environmental Research*. Vol. 159, pp. 176-185.
- Lebensraumtyp Bodensaure Magerrasen. // Landschaftspflegekonzept Bayern. (1996). [veebileht] https://www.anl.bayern.de/publikationen/landschaftspflegekonzept/doc/lp_II_03_bodensaure_magerwiesen_1996.pdf (12.05.21).
- Lillepi pargi hoolduskava 2013-2022. (2013). [veebileht] <https://www.tallinn.ee/est/keskkond/Lillepi-pargi-hoolduskava> (10.12.18).
- Lillepi pargi kaitse alla võtmine. (2007). *Riigi Teataja* <https://www.riigiteataja.ee/akt/12818985> (20.12.18).
- Lim, L. C.** (1998). Carrying Capacity Assessment of Pulau Payar Marine Park, Malaysia - Bay of Bengal Programme. [veebileht] <http://www.fao.org/3/X5626E/x5626e00.htm#Contents>. (20.04.21).
- Linnalooduse kompass. [veebileht] <http://citynature.eu/> (10.07.20).
- Linnalähedased ökosaares – targa linnaturismi sihtkohad. [veebileht] <https://www.sei.org/projects-and-tools/projects/linnalahedased-okosaared-targa-linnaturismi-sihtkohad/> (20.03.21).
- Looduskaitse arengukava aastani 2020. (2012). Keskkonnaministeerium. [veebileht] https://www.envir.ee/sites/default/files/lak_lop_0.pdf (15.07.20).
- Löbel, S., Dengler, J., & Hobohm, C.** (2006). Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands: The effects of environment, landscape structure and competition. *Folia Geobotanica*. Vol. 41, pp. 377–393.
- Malmivaara, M., Löfström, I., Vanha-Majamaa, I.** (2002). Anthropogenic Effects on Understorey Vegetation in *Myrtillus* Type Urban Forests in Southern Finland. – *Silva Fennica*. Vol. 36, pp. 367–381.
- Masing, V., Tooming, H., Reintam, L., Kuk, E., Aruksaar, H., Frey, T.** (1979). Botaanika õpik kõrgkoolidele III osa. Taimeökoloogia, taimegeograafia, geobotaanika. Koostanud V. Masing. Valgus, Tallinn, lk. 220-254.
- Mesipuu, M.** (koost.) 2011. Aru- ja soostunud niitude hoolduskava. Pärandkoosluste kaitse ühing. Keskkonnaamet. [veebileht] https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/public/PLK/Aru_ja_soostunud_niitude_hoolduskava_2012.pdf (16.07.19).
- McClelland, L. F.** (1993). History. PRESENTING NATURE: The Historic Landscape Design of the National Park Service 1916 to 1942. National Register of Historic Places Interagency Resources Division. National Park Service [online-book] https://www.nps.gov/parkhistory/online_books/mcclelland/mcclelland.htm: IV. The Work Of The

Western Field Office, 1927 To 1932. E. P. Meinecke And Campground Planning
https://www.nps.gov/parkhistory/online_books/mcclelland/mcclelland4e.htm

Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. (1974) Aims and Methods in Vegetation Ecology. John Wiley & Sons, Inc., New York, 547 p. [on-line] ebrary (12.03.2019).

NATTOURS – jätkusuutlikud loodusrajad linnades, kasutades uusi IT-lahendusi. [veebileht]
www.tallinn.ee/est/keskkond/NATTOURS (20.03.21).

Nepal, S. K., Paul, Way. P. (2007). Comparison of vegetation conditions along two backcountry trails in Mount Robson Provincial Park, British Columbia (Canada). – *Journal of Environmental Management*. Vol. 82, pp. 240–249.

Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. (2011). [veebileht]
<https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/50148> (12.05.21).

Nimis, P. L., Martellos, S., Randlane, T., Saag, A. Eesti epifüütsed suursamblikud. [veebileht]
http://dbiodbs.univ.trieste.it/carso/chiavi_pub21?sc=159 (20.07.17)

Ojala, A. (2018). Suur uuring: rohealade lähedus on linnas inimeste tervisele kriitilise tähtsusega. – *Maaleht*. / Toim. Viiron, K. [e-ajaleht] <https://maaleht.delfi.ee/tasubteada/suur-uuring-rohealade-lahedus-on-linnas-inimeste-tervisele-kriitilise-tahtsusega?id=82688785> (12.12.18).

Ojala, A., Korpela, K., Tyrväinen, L., Tiittanen, P., Lanki, T. (2019). Restorative effects of urban green environments and the role of urban-nature orientedness and noise sensitivity: A field experiment – *Health & Place*. Vol. 55, pp. 59-70.

Paal, J. (1999). Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Classification of Estonian vegetation site types. Tartu.
https://www.botany.ut.ee/jaanus.paal/Jaanuse_Artiklite_koopiad/kasvukohatypide.klassifikatsioon.Paal.pdf (16.01.19).

Paal, J. (2007). Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Eesti Natura 2000. Teine, parandatud ja täiendatud trükk. Auratrükk Tallinn. Aruniit 6270 (11, 117-120); paluniit 4030 (13, 102-105) (14.02.19).

Petser, E. (2008). Keskkonnahariduse edendamine Tallinnas Pirita linnaosas ja piirkonna tulevikuarengu suunitlus läbi säästva arengu prisma. – Tartu Ülikool, diplomitöö. 105 lk.

Pickering C. M., Hill. W. (2007). Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *Journal of Environmental Management*. Vol. 85, pp. 791-800.

Pickering. C. M., Hill. W., Newsome. D., Leung. Y. F. (2010). Comparing hiking, mountain biking and horse riding impacts on vegetation and soils in Australia and the United States of America. – *Journal of Environmental Management*. Vol. 91, pp. 551-562.

Putukaväila koosloome lehekülj. (2021). [veebileht] <https://www.putukavail.ee/> (23.03.21).

Queiroz, R. E., Ventura, M. A., Silva, L. (2014). Plant diversity in hiking trails crossing Natura 2000 areas in the Azores: implications for tourism and nature conservation. – *Biodiversity and conservation*. Vol. 23, pp. 1347-1365.

- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- R koosluse analüüsi lisapakett „vegan“. URL <https://cran.r-project.org,https://github.com/vegandevs/vegan>; <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Roovers, P., Bossuyt, B., Gulinck, H. ja Hermy, M.** (2004). Vegetation recovery on closed paths in temperate deciduous forests. – *Journal of Environmental Management*. Vol. 74, pp. 273-281.
- Rosa, H.** (2003). Social Acceleration: Ethical and Political Consequences of a Desynchronized High-Speed Society. *Constellations* Vol. 10, No 1., pp. 33.
- Rosa, H.** (2013). Beschleunigung und Entfremdung. Suhrkamp Verlag. Alienation and Acceleration. Towards a Critical Theory of Late-Modern Temporality. <https://www.suhrkamp.de/download/Blickinsbuch/9783518585962.pdf>, (12.11.17).
- Saar, M. H.** (1991). Rohttaimekoosluste inimtegevusele vastupidavuse uurimine Tallinna Botaanikaaias. Tallinna Botaanikaia uurimused IV. Botaanika ja ökoloogia (ETA). Tallinn, lk 36-39.
- Saar, M. H.** (1995). Muru. Rajamine ja korrashoid. Tallinn. Lk. 14–16, 19–21.
- Strateegia Tallinn 2025 kinnitamine: KO 2004, 151, 1408. (vastu võetud 10.06.2004 nr 23). – *Riigi Teataja* <https://www.riigiteataja.ee/akt/773858> (08.07.20).
- SE21. Eesti säästva arengu riiklik strateegia. (2005). Säästev Eesti 21. Eesti Keskkonnaministeerium. [veebileht] <https://www.keskkonnaagentuur.ee/failid/viited/saastevaareng30.pdf> (23.04.21).
- Schutzwürdigkeit und Schutzperspektive der Stromtal-Wiesen an der unteren Mittelbe (2001) [veebileht] http://elise.bafg.de/servlet/is/3733/Endb_NNA_TP_Lueneburg.pdf (12.05.21)
- Tallinn arvudes 2020. Statistika aastaraamat. (2002-2021) © Tallinn /Koost. Toim. Kuulpak., P. Tallinn. Tallinna Linnakantselei. 176 lk. [veebileht] <https://www.tallinn.ee/est/Tallinn-arvudes> (10.11.20).
- Tallinn kandideerib 2023. aasta Euroopa roheline pealinna tiitlile. Viimati muudetud 29.10.2020 (2002-2021). © Tallinn. [veebileht] <https://www3.tallinn.ee/est/rohelinepealinn/Uudis-Tallinn-kandideerib-2023.-aasta-Euroopa-rohelise-pealinn-tiitlile-2> (12.11.20).
- Tallinn kuulub Euroopa kümne targa turismilinna hulka. Viimati muudetud 22.08.2018. (2002-2021). © Tallinn [veebileht] <https://www.tallinn.ee/est/valissuhted/Uudis-Tallinn-kuulub-Euroopa-kumne-targa-turismilinna-hulka> (21.02.21).
- Tallinn on konkursi Euroopa Roheline Pealinn 2022 finalist. Viimati muudetud 16.09.2020 (2002-2021). © Tallinn. [veebileht] <https://www.tallinn.ee/est/rohelinepealinn/Tallinn-on-Euroopa-Rohelise-Pealinn-konkursi-finalist> (12.11.20).
- Tallinn 2035 Arengustrateegia. Roheline pööre. Lisa 4.4) Elurikas ja õitsev keskkond. [veebileht] <https://strateegia.tallinn.ee/roheline-poore/lisa-4-4> (12.01.21).
- Tallinna elanike arv. Viimati muudetud 03.05.2021 (2002-2021). © Tallinn. [veebileht] <https://www.tallinn.ee/est/Tallinna-elanike-arv> (19.04.21)
- Tallinna kalmistud. (2009-2021). © Tallinn [veebileht] <https://www.kalmistud.ee/Tutvustus-7>

- Tallinna Keskkonnaameti aastaraamat 2014. [veebileht]
https://issuu.com/tallinna_keskkonnaamet/docs/kka_aastaraamat_2014_veebi (07.12.20).
- Tallinna Keskkonnaamet aastaraamat 2016. [veebileht]
https://issuu.com/tallinna_keskkonnaamet/docs/tallinna_keskkonnaameti_aastaraamat (07.12.20).
- Tallinna koolide üldinfo. Viimati muudetud 22.02.2021 (2002-2021). © Tallinn [veebileht]
<https://www.tallinn.ee/est/haridus/Tallinna-koolide-uldinfo> (23.04.21).
- Tallinna lasteaedade üldinfo. Viimati muudetud 26.03.2021 (2002-2021). © Tallinn [veebileht]
<https://www.tallinn.ee/est/haridus/Tallinna-lasteaedade-uldinfo> (23.04.21).
- Tallinna Looduskaitse. Kaitstavad alad. Tallinn. Viimati muudetud 03.06.2019 (2002-2021) © Tallinn [veebileht] <https://www.tallinn.ee/est/keskkond/looduskaitse>. (14.03.21)
- Tallinna rohealade teemaplaneering. (2008). Tallinna Linnaplaneerimisamet. 158 lk. [veebileht]
<https://www.tallinn.ee/est/g6479s42710> (16.01.19).
- Tallinna turismitrendid 2019. (2020). Tallinna Ettevõtlusamet. Visit Tallinn. [veebileht]
https://files.visittallinn.ee/static/files/031/turismiaaasta_2019_slaidid_190220.pdf (20.03.21)
- Tallinna väliskülastajate uuring 2008. (2009). Tallinna Ettevõtlusamet. TNS Emor. Tallinna uuringute infosüsteem. [veebileht] <https://uuringud.tallinn.ee/uuring/vaata/2009/Tallinna-valiskulastajate-uuring-2008> (07.12.20).
- Tallinna väliskülastajate uuring 2018. (2019). Kantar Emor AS. Visit Tallinn. [veebileht]
https://files.visittallinn.ee/static/files/093/tallinna_valiskulastajate_uuring_koondaruanne_2018_270319_web0415.pdf (12.01.21).
- Tallinna väliskülastajate uuring 2018 Kruiis. (2019). Kantar Emor AS. Visit Tallinn. [veebileht]
 Kriisireisijatearuanne: https://files.visittallinn.ee/static/files/012/tallinna_valiskulastajate_uuring_kruiis_2018_0408_web.pdf (12.01.21).
- Trakolis, D.** (2003). Carrying Capacity - An Old Concept: Significance for the Management of Urban Forest Resources. NEW MEDIT No. 3, pp. 58-64.
http://www.iamb.it/share/img_new_medit_articoli/183_58trakolis.pdf . (09.07.20).
- Tuhkanen, H., Kuldna, P., Uustal, M.** (2018). Linna ökosüsteemiteenused Tallinna näitel. Nattours. Stockholmi Keskkonnainstituut SEI Tallinn, 29 lk. Loetud aadressil <https://citynature.eu/wp-content/uploads/Okosysteemiteenuste-uuring-Tallinnas.pdf> (20.08.20).
- Uustal, M., Peterson, K., Kuldna, P.** (2010). Bioloogilise mitmekesisuse säilitamine kohalikul tasandil. Säästva Eesti Instituut/ Stockholmi Keskkonnainstituut. Tallinna keskus. SEI. Nr. 13. Tallinn, 56 lk. Loetud aadressil <https://mediamanager.sei.org/documents/Publications/SEI-Report-Uustal-BiologicallyDiverseCityUrbanBiodiversityHandbook-2010.pdf> (18.07.20).
- Uustal, M., Prass, M., Peterson, K.** (2013). Ülevaade Euroopa Rohelise Pealinna tiitli laureaate 2010-2014 keskkonnanäitajatest. Lisa Tallinna keskkonnakaitse arengukava 2013–2018 juurde. Säästva Eesti Instituut. Stockholmi Keskkonnainstituudi Tallinna keskus. SEI Tallinn.

- Van Dorp, D., Schippers P., Van Groenendael, J. M.** (1997). Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with a cellular automation model. – *Landscape Ecology*. Vol. 12, pp 39-50.
- Van Herzele, A., Wiedemann. T.** (2003). A monitoring tool for the provision of accessible and attractive urban green spaces. – *Landscape and Urban Planning*. Vol. 63, pp. 109–126.
- Visit Tallinn. Lillpe park. [veebileht] <https://www.visittallinn.ee/est/k%C3%BClastaja/mida-teha/k%C3%BClasta/rannad-rohealad/176794/lillepi-park> (18.02.21).
- Wagar, J.A.** (1964). The carrying capacity of wildlands for recreation. Forest Science Monograph 7. Society of American Foresters, Washington, D.C.
http://www.nstrail.com/carrying_capacity/carrying_capacity_of_wild_lands_for_recreation_wagar_1964.pdf.
- Wang, Y., Bakker, F., Groot, de Rudolf., Wörtche, H.** (2014). Effect of ecosystem services provided by urban green infrastructure on indoor environment: A literature review. – *Building and Environment*. Vol. 77, pp 88-100.
- Wimpey, J. ja Marion, J. L.** (2010). A spatial exploration of informal trail networks within Great Falls Park, VA. – *Journal of Environmental Management*. Vol. 92, pp. 1012-1022.
- Ülevaade Tallinna turismitrendidest I poolaasta 2020. Visit Tallinn. [veebileht] https://www.visittallinn.ee/static/files/046/turismitrendid_2020_ipa_slaidid_est_web.pdf (23.04.21)
- KAARDIMATERJALID:**
- Tallinna I roheline radiaal, Tallinna rohealad, Kaugus Tallinna rohealadest, Tallinna pargid. – Tallinna Linnaplaneerimise Amet, Geomaatika teenistus, Geoinformaatika ja kartograafia osakond, kartograaf-geoinformaatik Maarja Kõue (21.02.19)

LISAD

Lisa 1. Lillepi pargi õpperaja skeem



Autor: E. Petser, teostus: E. Pukkonen 2008

Lisa 2. Pirita linnaosa õpperadade skeem



Autor: E. Petser, teostus: E. Pukkonen 2008. roheline – Pirita rannametsa õpperada; sinine – Lillepi pargi õpperada; punane – Maarjamäe klindi õpperada

Lisa 3. Kuiva paluniidu rohhtaime liiginimekiri, 74 liiki

<i>Achillea millefolium</i>	harilik raudrohi
<i>Aegopodium podagraria</i>	harilik naat
<i>Agrostis capillaris</i>	harilik kastehein
<i>Agrostis stolonifera</i>	valge kastehein (k.a. roomav kastehein)
<i>Anthriscus sylvestris</i>	mets-harakputk
<i>Armeria maritima</i> subsp. <i>elongata</i>	roosa merikann
<i>Artemisia campestris</i>	põldpuju
<i>Berteroa incana</i>	hall kogelearohi
<i>Calamagrostis epigejos</i>	jäneskastik
<i>Carex arenaria</i>	liivtarn
<i>Carex ericetorum</i>	nõmmtarn
<i>Carex hirta</i>	karvane tarn
<i>Carex leporina</i>	jänestarn
<i>Centaurea jacea</i>	arujumikas
<i>Cerastium arvense</i>	põld-kadakkaer
<i>Cerastium fontanum</i>	harilik kadakkaer
<i>Cirsium arvense</i> var. <i>mite</i>	põldohaks
<i>Dactylis glomerata</i>	harilik kerahein
<i>Dianthus deltoides</i>	nurmelk
<i>Elymus repens</i>	harilik orashein
<i>Equisetum arvense</i>	põldosi
<i>Erigeron acris</i>	jaani-õnnehein
<i>Festuca pratensis</i>	harilik aruhein
<i>Festuca rubra</i>	punane aruhein
<i>Fraxinus excelsior</i>	harilik saar

<i>Galium album</i>	valge madar
<i>Galium aparine</i>	roomav madar (virn)
<i>Galium verum</i>	hobumadar
<i>Galium ×pomeranicum</i>	kollakas madar
<i>Geranium pratense</i>	aas-kurereha
<i>Geum urbanum</i>	maamõõl
<i>Helictotrichon pratense</i>	arukaerand
<i>Helictotrichon pubescens</i>	aaskaerand
<i>Hypericum maculatum</i>	kandiline naistepuna
<i>Hypericum perforatum</i>	liht-naistepuna
<i>Lamium album</i>	valge iminõges
<i>Leontodon autumnalis</i>	sügisene seanupp
<i>Luzula campestris</i>	põld-piiphein
<i>Luzula pilosa</i>	karvane piiphein
<i>Matricaria discoidea</i>	lõhnav kummel (ubinhein)
<i>Melampyrum nemorosum</i>	harilik härghein
<i>Peltigera canina</i>	koer-kilpsamblik
<i>Phleum pratense</i>	põldtimut (harilik timut)
<i>Pilosella officinarum</i>	harilik karutubakas (karvane hundertubakas)
<i>Plantago lanceolata</i>	süstlehine teeleht
<i>Plantago major</i>	suur teeleht
<i>Poa angustifolia</i>	ahtalehine nurmikas
<i>Poa annua</i>	murunurmikas
<i>Poa pratensis</i>	aasnurmikas
<i>Polygonum arenastrum</i>	harilik linnurohi
<i>Populus tremula</i>	harilik haab
<i>Potentilla argentea</i>	hõbemaran

<i>Pulsatilla pratensis</i>	aas-karukell
<i>Quercus robur</i>	harilik tamm
<i>Ranunculus acris</i>	kibe tulikas
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i>	niidukäharik
<i>Rubus idaeus</i>	harilik vaarikas (vabarn)
<i>Rumex acetosa</i>	hapu oblikas
<i>Rumex acetosella</i>	väike oblikas
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	aasoblikas
<i>Saponaria officinalis</i>	harilik seebilill
<i>Scleranthus perennis</i>	hall kaderohi
<i>Sedum acre</i>	harilik kukehari
<i>Sedum telephium</i> subsp. <i>maximum</i>	suur kukehari
<i>Solidago virgaurea</i>	harilik kuldvits
<i>Stellaria graminea</i>	oras-tähthein
<i>Taraxacum officinale</i>	harilik võilill
<i>Trifolium arvense</i>	kassiristik
<i>Trifolium pratense</i>	aasristik
<i>Trifolium repens</i>	valge ristik
<i>Veronica arvensi</i>	põldmailane
<i>Veronica chamaedrys</i>	külmamailane
<i>Veronica picata</i>	kassisaba
<i>Viola canina</i>	koerkannike (koerakannike)

Lisa 4. Niiske pärisaruniidu rohttaimede liiginimekiri, 75 liiki

<i>Achillea millefolium</i>	harilik raudrohi
<i>Aegopodium podagraria</i>	harilik naat
<i>Agrostis capillaris</i>	harilik kastehein
<i>Agrostis gigantea</i>	suur kastehein
<i>Agrostis stolonifera</i>	valge kastehein (k.a. roomav kastehein)
<i>Alchemilla</i> sp.	kortsleht
<i>Alopecurus pratensis</i>	aas-rebasesaba
<i>Anemone ranunculoides</i>	kollane ülane
<i>Angelica sylvestris</i>	harilik heinputk
<i>Anthriscus sylvestris</i>	mets-harakputk
<i>Bellis perennis</i>	harilik kirikakar
<i>Cardamine pratensis</i>	aas-jürilill
<i>Carex hirta</i>	karvane tarn
<i>Carex paniculata</i>	pööristarn
<i>Centaurea jacea</i>	arujumikas
<i>Cerastium fontanum</i>	harilik kadakkaer
<i>Dactylis glomerata</i>	harilik kerahein
<i>Deschampsia cespitosa</i>	luht-kastevars
<i>Elymus repens</i>	harilik orashein
<i>Equisetum arvense</i>	põldosi
<i>Festuca arundinacea</i>	roog-aruhein
<i>Festuca ovina</i>	lamba-aruhein
<i>Festuca pratensis</i>	harilik aruhein
<i>Festuca rubra</i>	punane aruhein
<i>Filipendula ulmaria</i>	paljalehine angervaks

<i>Gagea lutea</i>	kollane kuldtäht
<i>Galium album</i>	valge madar
<i>Galium uliginosum</i>	lodumadar (rabamadar)
<i>Galium verum</i>	hobumadar
<i>Geranium palustre</i>	soo-kurereha
<i>Geranium pratense</i>	aas-kurereha
<i>Geum rivale</i>	ojamõõl
<i>Geum urbanum</i>	maamõõl
<i>Glechoma hederacea</i>	harilik maajalg (kassiratas)
<i>Hypericum maculatum</i>	kandiline naistepuna
<i>Lamium album</i>	valge iminõges
<i>Lathyrus pratensis</i>	aas-seahernes
<i>Leontodon autumnalis</i>	sügisene seanupp
<i>Lolium perenne</i>	karjamaa-raihein
<i>Lotus ambiguus</i>	kaheldav nõiahammas
<i>Medicago lupulina</i>	humallutsern
<i>Persicaria amphibia</i>	vesi-kirbutatar (vesi-kirburohi)
<i>Plantago lanceolata</i>	süstlehine teeleht
<i>Plantago major</i>	suur teeleht
<i>Plantago media</i>	keskmine teeleht
<i>Poa angustifolia</i>	ahtalehine nurmikas
<i>Poa annua</i>	murunurmikas
<i>Poa palustris</i>	soonurmikas
<i>Poa pratensis</i>	aasnurmikas
<i>Poa trivialis</i>	harilik nurmikas
<i>Polygonum persicaria</i>	harilik kirburohi
<i>Polygonum arenastrum</i>	harilik linnurohi

<i>Potentilla anserina</i>	hanijalg
<i>Prunella vulgaris</i>	harilik käbihein
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i>	niidukäharik
<i>Ranunculus acris</i>	kibe tulikas
<i>Ranunculus ficaria</i>	kanakoole
<i>Ranunculus fallax</i>	virvatulikas
<i>Ranunculus repens</i>	roomav tulikas
<i>Rumex acetosa</i>	hapu oblikas
<i>Rumex acetosella</i>	väike oblikas
<i>Rumex crispus</i>	kärnoblikas
<i>Rumex obtusifolius</i>	tömbilehine oblikas
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	aasoblikas
<i>Scirpus sylvaticus</i>	metskõrkjas
<i>Selinum carvifolia</i>	harilik aruputk
<i>Taraxacum</i> sp.	võilill
<i>Trifolium medium</i>	keskmise ristik
<i>Trifolium pratense</i>	aasristik
<i>Trifolium repens</i>	valge ristik
<i>Urtica dioica</i>	kõrvenõges
<i>Veronica chamaedrys</i>	külmamailane
<i>Veronica serpyllifolia</i>	liivateelehine mailane
<i>Vicia cracca</i>	harilik hiirehernes
<i>Vicia sepium</i>	aed-hiirehernes

**Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks ning
juhendajate kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta**

Mina, Eliko Petser,
(sünniaeg 10.09.1967)

1. annan Eesti Maaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda koostatud lõputöö,
„Lillepi parki planeeritava õpperaja ja turismi mõju loodusväärtustele“
mille juhendajad on Tiiu Kull, *PhD* ja Olev Abner, *Msc*

- 1.1. salvestamiseks säilitamise eesmärgil,
 - 1.2. digiarhiivi DSpace lisamiseks ja
 - 1.3. veebikeskkonnas üldsusele kättesaadavaks tegemiseks
- kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Lõputöö autor Eliko Petser /allkirjastatud digitaalselt/
(allkiri)

Tartu, 23.05.2021

Juhendajate kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Luban lõputöö kaitsmisele.

Tiiu Kull /allkirjastatud digitaalselt/ (juhendaja nimi ja allkiri)	25.05.2021 (kuupäev)
--	-------------------------

Olev Abner /allkirjastatud digitaalselt/ (juhendaja nimi ja allkiri)	25.05.2021 (kuupäev)
---	-------------------------